Limitierende Faktoren für alpine Raufußhuhn-Populationen

Management-Grundlagen nach Untersuchungen im Nationalpark Kalkalpen

von Helmut Steiner, Alois Schmalzer & Norbert Pühringer

Inhalt

Kurzfassung . . . 4
Abstract . . . 4
Zusammenfassung . . . 5
Dank . . . 10
Problemstellung und Zielsetzung . . . 11
Methoden . . . 16
Spezielle Methoden Auerhuhn . . . 19
Spezielle Methoden Birkhuhn . . . 20
Spezielle Methoden Haselhuhn . . . 21
Artenvergleich . . . 22
Ergebnisse . . . 24
Auerhuhn . . . 24
Birkhuhn . . . 32
Haselhuhn . . . 42
Artenvergleich . . . 49
Aktuelle Gefährdungsfaktoren . . . 54
Prädatoren und Prädation . . . 55
Weitere Anhang 1 – Vogelarten und Rote-Liste-Arten . . . 64
Kommentierte Artenliste . . . 67
Diskussion . . . 74
Gesamtschau Auerhuhn . . . 74
Gesamtschau Birkhuhn . . . 76
Gesamtschau Haselhuhn . . . 79
Vergleichende Evaluation der Lebensraum-Faktoren . . . 82
Prädation und Prädatoren . . . 82
Minimale lebensfähige Populationen . . . 87
Querverbindung „Wildökologische Raumplanung“ und GIS . . . 89
Querverbindung „Wildtier-Datenbank“ sowie „Fährtenkartierung“ . . . 90
Querverbindung „Naturrauminventur“ sowie „Biotopkartierung“ . . . 91
Raufußhuhnschutz und Nationalpark-Philosophie . . . 91
Management und Vorschläge für Monitoring . . . 94
Literatur . . . 101
Anhang . . . 115
Prädation in Urlandschaft und Kulturlandschaft . . . 115
Auflistung aller Verhaltens-Beobachtungen . . . 117
Habitat-Aufnahmen . . . 144

Abstract

STEINER, H., A. SCHMALZER & N. PÜHRINGER: Capercaillie (*Tetrao urogallus*), black grouse (*Tetrao tetrix*), and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in „Kalkalpen" national park: Populations, habitats and management. With contributions on species listed in annex I of the bird directive of the European Union (woodpeckers, owls, raptors).

The national park „Kalkalpen" is of great importance in the conservation of ecosystems and fauna of large-scale semi-pristine habitats. The park harbours populations of 22 bird species listed in annex 1 of the bird directive of the European Union.

Management plans of the national park „Kalkalpen" require scientific information in order to prevent actual dangers from these species. This study for the first time presents empirical data to actual threats to support the management of three forest grouse species.

Sample size was 541 plots in the capercaillie, 159 plots in the black grouse, 166 plots in hazel grouse. For each plot, about 20 parameters concerning microhabitat and macrohabitat features were measured.

Dispersion of capercaillies was related to mountains of a height of 900 – 1400 m. Black grouse was confined to rather small areas near the tree-line. Hazel grouse was widely distributed.

The abundance of capercaillie was 1.4 -1.7 cocks/10 km^2. This meant 44-55 cocks in an area of 322 km^2. The maximum number was about 15 cocks/10 km^2. Inside the national park, the number was 30-40 cocks.

Black grouse numbered 33-38 cocks inside the park. 22 cocks were confined to an area of 33 km^2.

Hazel grouse numbers averaged 0.7 territories/km on transects (0.3 – 1.1, n = 10 transects, 70.9 km of transects overall).

All species preferred south-eastern or southern slopes.

Capercaillie and hazel grouse preferred spruce and avoided beech, black grouse was associated with larch.

Capercaillies showed significant relations neither to pine nor to bilberry. Instead, visibility and cover of the habitat emerged as relevant, reflecting predation risk.

Capercaillie hens used more open habitats in summer and more dense ones in winter as compared to cocks.

Capercaillies avoided younger successional stages und a dense shrub layer as compared to hazel grouse.

Hazel grouse abundance was signifcantly depressed by deep valleys and northern slopes ($p < 0.05$).

Out of 10 grouse kills (mainly capercaillie), 8 were killed by raptors and 2 by mammals.

Management proposals included the following topics: Structural aims of forest stand management, times of forest management, location of forest management, management of fence building and wires, management of tourism, ungulate management, indirect effects of land use on populations of generalistic predators being detrimental to grouse, measures in important but critical areas at sites in the vicinity of the national park.

Zusammenfassung

STEINER, H., A. SCHMALZER & N. PÜHRINGER: Limiterende Faktoren für Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) nach Untersuchungen im Nationalpark Kalkalpen. Grundlagen für Hege und Umsetzung der „EU-Vogelschutzrichtlinie".

Zielsetzung

In den gesamten Ostalpen, dem letzten Gebiet Mitteleuropas mit langfristigen Überlebenschancen für alle Arten, gehen die Bestände von Raufußhühnern zurück. Ziel ist es, unter der Vielzahl an Negativ-Faktoren eine Gewichtung vorzunehmen, um Schutzmaßnahmen wesentlich effizienter zu gestalten. Die Gebietsbetreuungen und das Management aller alpinen Nationalparks, Europaschutzgebiete (SPA´s), anderer Schutzgebiete, aber auch Jagdreviere benötigen dringend Faktenmaterial zur Erreichung ihrer Ziele. Tangiert werden dadurch so unterschiedliche Bereiche wie Waldbau, Schalenwildmanagement, Besucherlenkung, Landwirtschaft im Umfeld oder Tourismus.

Anhand einer modellhaften Untersuchung im Großraum des Nationalparks Kalkalpen von 2000 bis 2002 (2005) wurde versucht, diesen Fragen durch Untersuchungen zu großräumiger Bestandsdichte und Habitatstruktur näherzukommen.

Material und Methoden

Eine Reihe von Konzepten und Arbeitshypothesen wurden in die Überprüfung einbezogen: Metapopulationskonzept, Habitatfragmentierung, *source-sink*, *lifetime reproductive success*, Mosaik-Zyklus-Konzept, alternative Beute-Hypothese, *plant cycle hypothesis*, *mast depression hypothesis*, *predation risk landscape*.

Das Untersuchungsgebiet umfasst den etwa 200 km^2 großen Nationalpark Kalkalpen und angrenzende Bereiche. Alle Teilgebiete sollten auf Transekten 2000-2002 mindestens einmal begangen werden. Dabei wurden nicht nur direkte, sondern auch indirekte Nachweise wie Mauserfedern und Losungen kartiert. Die Freilanderhebungen erfassten den Ganzjahreslebensraum. In der Folge war es möglich, Teilpopulationen abzugrenzen, relative Dichten zu ermitteln und ihre Größe und den Isolationsgrad einzuschätzen. Es wurde auch versucht, für jedes Vorkommen Reproduktionsnachweise zu erbringen.

Zusätzlich erfolgten Untersuchungen zur absoluten Populationsdichte. Dies betraf Zählungen an allen Balzplätzen von Auerhuhn und Birkhuhn und herbstliche Linientaxierungen mit Hilfe akustischer Stimulation beim Haselhuhn.

Zu jedem Nachweis wurden etwa 20 Habitatparameter quantitativ und qualitativ aufgenommen, mit Ausnahme von Fernnachweisen. Dabei wurden drei Ebenen unterschieden: (1) Mikrokabitat (30m-Radius), (2) Makrohabitat, (3) die Ebene der Population. Alle Datensätze wurden digitalisiert und neben der Wildtierdatenbank des Nationalparks auch dem Biologiezentrum Linz zur Verfügung gestellt.

Art	analysierte Datensätze
Auerhuhn	541
Birkhuhn	159
Haselhuhn	166

Beuteanalysen beim Steinadler und anderen Greifvögeln wurden durchgeführt, um den wichtigen Faktor Prädation vergleichend einzuschätzen.

Prädatoren-Kategorie	analysierte Beutetiere
Sperber-Nistplätze	233
Uhu-Nistplätze	183
Wanderfalken-Nistplätze	700
Steinadler-Nistplätze	21
Rupfungsfunde auf Transekten im Gelände	69

„Anhang 1-Arten" der „EU-Vogelschutzrichtlinie" und Rote-Liste-Arten wurden ergänzend erhoben.

Gruppe	Datensätze
Spechte *Piciformes*	380
Eulen *Strigifomes*	137
Waldschnepfe *Scolopax rusticola*	76
Vögel insgesamt (Greifvögel, Singvögel, *Falconiformes*, *Oscines*…)	> 2000

Übersicht Bestandsgrößen

Ergebnisse Auerhuhn

Die Populationsentwicklung in den vergangenen 20 Jahren zeigte deutliche Rückgänge. Aus Teilgebieten liegen einigermaßen verlässliche Informationen vor. Dabei wurde eine negative Veränderung von ca. 31 auf 5 Hähne registriert. Derartige Veränderungen fanden in vielen Teilgebieten statt.

Die Abundanzen erreichten großflächig 1,4-1,7 Hähne/10 km² (44-55/322 km²). Maximal wurden 14-15,6 Hähne/10 km² eruiert.

Die Vorkommen wurden durch Täler unter 800 m Seehöhe und Gebirgszüge über 1500m Höhe in einzelne Teilvorkommen gegliedert.

Die Ermittlung relativer Abundanzen wurde durch eine Transekt-Methode evaluiert. In jeder Teilpopulation wurden Transekte auf Cluster von Losungen hin begangen, getrennt nach Spätwinter sowie Sommer. Ab 5-15 km Transekt änderte sich die Nachweisdichte nur noch geringfügig.

Die relative Spätwinter-Dichte hing in 5 Teilpopulationen nicht positiv, sondern negativ mit der Häufigkeit von Kiefernalthölzern zusammen ($p < 0.05$).

Die relative Sommer-Dichte hing in 5 Teilpopulationen nicht mit der Heidelbeer-Häufigkeit zusammen ($p > 0.05$).

Relative Auerhuhn-Spätwinter- und Sommer-Dichten zeigten in 4 Teilpopulationen eine grobe Korrelation.

Die relative Auerhuhn-Dichte war bei größerer Fläche der Höhenlage von 900-1400 m in einem 2,5km-Radius höher.

Die mittlere Balzgruppen-Größe lag bei 1,3 Hähnen (n = 13). Auf einen Hahn kamen an Balzplätzen 2,7 Hennen (n = 11). Der Anteil führender Hennen betrug im Sommer 53 % (n = 15). Brutnachweise wurden in vielen unterschiedlichen Gebieten erbracht.

Habitate fanden sich meist in Südost- und Südlagen sowie Kuppen- und Oberhangbereichen. Fichte, Lärche und Tanne wurden bevorzugt, die Buche gemieden.

Hennen hielten sich mehr auf Schlägen auf, wählten im Sommer einen geringeren und im Winter einen dichteren Kronenschlussgrad ($p < 0.1$), sowie im Sommer eine deckendere Krautschicht als Hähne.

Diskussion, Prognose und Management Auerhuhn

Im Gegensatz zu anderen Populationen hielten sich Auerhühner weitgehend außerhalb von Zwergstrauchbeständen auf. Wichtiger als die Baumarten waren Struktur, Alter und Verteilung der Vegetation. Dies steht wahrscheinlich im Zusammenhang mit einem veränderten Prädationsrisiko.

Es ist jedenfalls damit zu rechnen, dass die Teilvorkommen miteinander in Austausch stehen. Die entscheidende Frage ist aber die Lebensfähigkeit dieser Vorkommen. In kleinen Vorkommen, die in der Mehrzahl sind, bestehen wahrscheinlich eine hohe Mortalität und ein geringer Überlebenswert. Eine größere Plateaulage im nördlichen Hintergebirge ist wahrscheinlich das wichtigste *source*-Gebiet, während umliegende Gebiete *sink*-Habitate darstellen. Das Gebiet liegt teilweise außerhalb der Parkgrenzen.

Die Teilvorkommen der einzelnen Bergstöcke sind für sich alleine genommen als nicht lebensfähig einzuschätzen. Vielmehr dürfte nur ein Verbund dieser Teilpopulationen langfristig lebensfähig sein.

Lebensraum-Gestaltungsmaßnahmen sollten sich prinzipiell auf die Vorkommens-Schwerpunkte konzentrieren. Diese Gebiete liegen teilweise außerhalb der Parkgrenzen. Deshalb sind Kooperationsprojekte mit umliegenden Gebieten (groteils als Important Bird Area eingestuft) empfehlenswert.

Eine gezielte Förderung der Buche dürfte sich für Raufußhühner und den Biodiversitätsschutz nachteilig auswirken.

In den wirtschaftlich genutzten Bereichen der oberösterreichischen Kalkalpen ist die Verinselung ausgedehnter Altholzbestände wohl einer der massivsten Einflussfaktoren für Auerhuhnpopulationen. Diese Verinselung resultiert oft aus Kahlschlägen und Forststraßen, bzw. daraus, dass Wälder zu dicht stehen oder zu wenig alt werden. Eine indirekte Folge dieser Maßnahmen, eine Förderung von Prädatoren wie Fuchs oder einzelnen Luftfeinden, wurde bisher kaum beachtet. Deshalb sollten in Zukunft die ökologischen Zusammenhänge mit dem Faktorenkomplex Prädation gezielt untersucht werden.

In Summe wird die Situation des Auerhuhns im Nationalpark als labil eingeschätzt. Mittelfristig werden sich wahrscheinlich die Verluste an offenen Schlagrändern und die Zunahme kleinräumiger Störungsflächen in etwa die Waage halten. Eine Klimaerwärmung könnte zur Verdrängung von Nadelholzbeständen und zu Bestandsabnahmen führen.

Gegenwärtig sind die Faktoren Nahrung, regionales Klima und Störung als weniger bedeutsam einzuschätzen als Deckung und Übersicht der Waldbestände sowie die Dichten einzelner Prädatoren.

Birkhuhn

Die Birkhuhn-Population sank seit den 1960er Jahren um etwa die Hälfte.

Die Abundanz erreichte im Sengsengebirge 22 Hähne/33 km^2.

Der Gesamtbestand im Nationalpark ist mit 33-38 territorialen Hähnen zu beziffern.

Die mittlere Balzgruppen-Größe lag bei 1,52 Hähnen ($n = 21$).

Eine wichtige Baumart des Habitates waren Lärchen.

Die geringen Dichten weisen das Sengsen- und Reichraminger Hintergebirge als Suboptimalhabitat aus.

Auch beim Birkhuhn ist die Produktivität der Teilpopulationen als entscheidender Faktor anzusehen.

Als limitierende Faktoren schätzen wir für die vorliegende Situation die Nahrung gering, Klima und Luftfeinde als mäßig, und Störung, Bodenfeinde sowie Deckung und Übersicht als wichtig ein.

Besucherlenkungsmaßnahmen sind von hoher Relevanz, da die offenen Lebensräume für den Tourismus sehr attraktiv sind.

Haselhuhn

Beim Haselhuhn wies ein verlässlicher Informant für die letzten Jahrzehnte auf deutliche Rückgänge in den alpinen Tallagen hin. Im Nationalpark-Gebiet gibt es für die Teilgebiete unterschiedliche Einschätzungen.

Das Haselhuhn ist bis auf die Nordseite des Sengsengebirges weit verbreitet. Je nach Gebiet lagen die Dichten zwischen 0,3 und 1,1 Revieren/km Transekt ($n = 10$ Transekte). Im Mittel betrug die Dichte 0,7 Reviere/km, wobei insgesamt 70,9 km Transekte untersucht wurden.

Im Nationalpark kann der Bestand auf 100-300 Paare geschätzt werden.

Die Dichte auf 10 Transekten zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Wärmeexposition ($p < 0.05$). Dagegen wurden gut strukturierte, weichlaubholz- und deckungsreiche Gebiete in Nordhängen oder schattigen Talschluchten nur schwach besiedelt.

Die Höhenverbreitung reichte regelmäßig von den tiefsten Tallagen bei 500 m bis an die Waldgrenze bei 1500 m.

Die häufigsten festgestellten Expositionen waren Süd und Südost.

Im Gegensatz zum Auerhuhn wurden mittlere und untere Hanglagen häufiger genutzt.

Die häufigsten Waldentwicklungsphasen waren Jungholz-Dickungen, Stangenhölzer und Althölzer, letztere jedoch meist mit kleinen Störstellen.

Während die Zwergstrauch-Schicht fast stets weniger als 25 % Bodendeckung erreichte, wies die Krautschicht meist 25 – 75 % Deckungsgrad auf. Das gleiche galt für die Strauchschicht. Letzteres war der wichtigste Unterschied zum Auerhuhn.

Der Kronenschlussgrad war in der Regel höher als 50 %. Die Fichte war die dominante Baumart in Haselhuhn-Habitaten. Die Buche wurde dagegen gemieden.

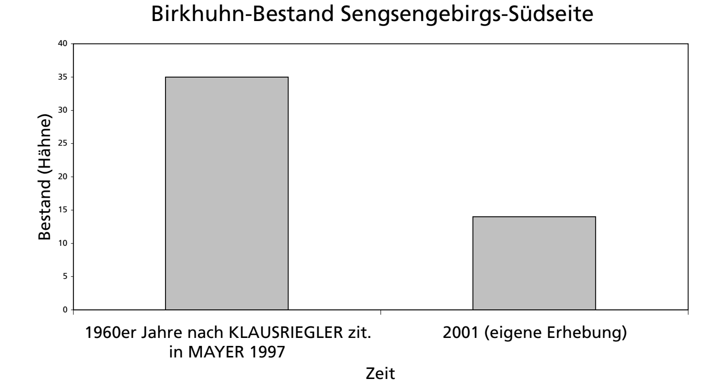
Weichlaubhölzer im Bereich von Haselhuhn-Fundpunkten waren in der Reihenfolge der Häufigkeit Weiden (*Salix* sp.), Ebereschen (*Sorbus aucuparia*), Haselsträucher (*Corylus avellana*), Mehlbeeren (*Sorbus aria*) und Grauerlen (*Alnus incana*). Andere Arten traten nur untergeordnet auf.

Als limitierende Faktoren schätzen wir für die vorliegende Situation Störung und Nahrung als gering, Kleinklima und Luftfeinde als mäßig, und Bodenfeinde und Deckung als wichtig ein.

Das Haselhuhn hat im Nationalpark Kalkalpen als einziges Raufußhuhn gute Überlebensaussichten. Dennoch dürfte der Park alleine langfristig zu klein sein.

Die Abnahme von kleinen Schlägen wird wahrscheinlich durch die Zunahme von natürlichen Störstellen ausgeglichen werden.

FFH-Lebensräumen wie Erlen-Weiden-Bachauen kommt eine große Bedeutung als natürliche Lebensräume im Nationalpark zu.



Prädation

In den Kalkalpen werden Raufußhühner von mindestens 5 Greifvogelarten, einer Eulenart sowie Raubsäugern erbeutet. Von 10 Prädationsereignissen erfolgten 8 durch Greifvögel.

Unter Aufsammlungen an Greifvogelhorsten in den Kalkalpen erreichten Raufußhühner bei Uhu 0,5 %, bei Wanderfalke 0,3 %, bei Sperber 0,4 % und bei Steinadler vorläufig 14,3 %. Natürliche Feinde der Raufußhühner erreichten jeweils 17,5, 1,4, 0,4 und 38,1 %. Bei Transektbegehungen aufgefundene Vogelrupfungen betrafen zu 13 % Raufußhühner.

Global betrachtet zeichnen sich Gebiete mit hoher Raufußhuhn-Abundanz gelegentlich durch hohe Greifvogeldiversität und geringe Fuchs-Dichten aus. Die Schwerpunkte der Auer- und Birkhuhnvorkommen liegen etwas höher als die Schwerpunkte der Fuchs- und Mäusebussardvorkommen.

Anhang 1- und Rote Liste-Arten

Erste Kenntnisse über die Spechtgemeinschaft des Nationalparks entlang des Höhengradienten wurden erzielt. Die „Urwaldzeiger" Weißrücken-, Grau- und Dreizehenspecht erreichten zwischen 700 und 1500 m 25-65 % aller Registrierungen. Der Weißrückenspecht wurde am relativ stärksten bei 800 – 1000 m, der Grauspecht bei 900 – 1000 m und der Dreizehenspecht bei 1000 – 1500 m festgestellt.

Erstmals ist auch eine Abschätzung der Eulengemeinschaft des Nationalparks entlang des Höhengradienten möglich. Der Raufußkauz dominiert oberhalb von 900/1100 m. Der bisher weniger festgestellte Sperlingskauz erreicht sein relatives Maximum bei 1300-1400 m. Der Waldkauz wurde bis 1100 m häufiger festgestellt als der Sperlingskauz und erst ab 1300 m weniger als dieser, wengleich der Waldkauz akustisch auffälliger ist.

Die Waldschnepfe ist in den gut untersuchten Lagen von 800 – 1600 m allgemein verbreitet (n = 76 Datensätze).

Eine kommentierte Artenliste aller Vogelarten der Roten Liste wurde erstellt. Am faunistisch bemerkenswertesten war bisher die Feststellung eines Schlangenadlers im Mai 2000 sowie im Juli 2001 im selben Gebiet, der erste dokumentierte Nachweis für Oberösterreich seit 1918.

Generelle Schlussfolgerungen

Wichtige Vorkommen sind zurzeit stark beunruhigt. Dabei sind die beiden Bereiche Tourismus sowie Forstbetrieb so abzustimmen, dass von März bis Juni Ruhezonen eingerichtet werden. Dies gilt auch für das Waldmanagement im Nationalpark. .

Zum Teil nicht mehr funktionsfähige Wildschutzzäune in den Nationalpark-Randbereichen sind dringend abzubauen. Die Wildverbiss-Kontrollzäune im Nationalpark sollten nicht mehr in sensiblen Zonen errichtet werden, und außerdem sollten alle Zäune verblendet werden.

Außerhalb des Nationalparks gibt es kaum noch Gebiete, wo eine anthropogen noch so wenig gestörte, reichhaltige Greifvogel- und Eulenfauna ihre ökologische Rolle ungehemmt ausüben kann. Dies ist für naturnahe, dynamische Prozesse innerhalb von Fauna und Vegetation essentiell. Da Prädation auch in Wirtschaftswäldern ein wichtiger Faktor für Raufußhühner ist, sind die Untersuchungen im Nationalpark von enormer Bedeutung für die Erhaltung auch außerhalb des Parks.

Für die Zukunft wäre es empfehlenswert, zu überwachen, wie sich das Zusammenspiel von artspezifischer Deckung und der regionalen Raubtier- und Greifvogelfauna entwickelt. Die Artenzusammensetzung der Vegetation oder die Biotoptypen sind demgegenüber von sekundärer Bedeutung. Ebenso wird wichtig sein, wie sich folgende Kenngrößen entwickeln: die Größe der Teilvorkommen, die Abstände der Teilvorkommen voneinander und der Bruterfolg in den Teilvorkommen. Aussagen über entscheidende Veränderungsprozesse innerhalb der Populationen sollten über Darstellungen der Verbreitung deutlich hinausgehen.

Weil die Bedingungen für Spechte, Eulen und Greifvögel kaum noch wo so günstig sind wie im Nationalpark, sind Programme zur Überwachung und Sicherung ihres Zustandes empfehlenswert. Dies steht auch im Zusammenhang mit europäischen Verpflichtungen für diese Anhang 1 – Arten.

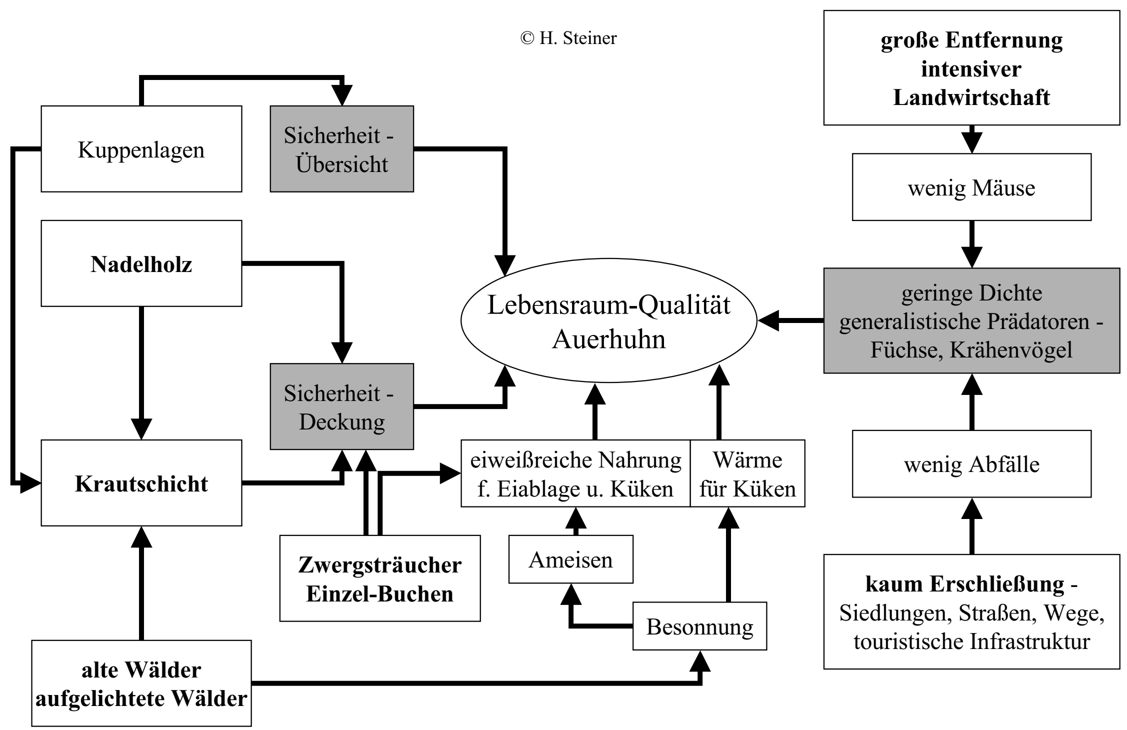
Zusammenhang der Lebensraum-Faktoren

Die Vegetation beeinflusst die wesentlichen, dahinterliegenden Faktoren

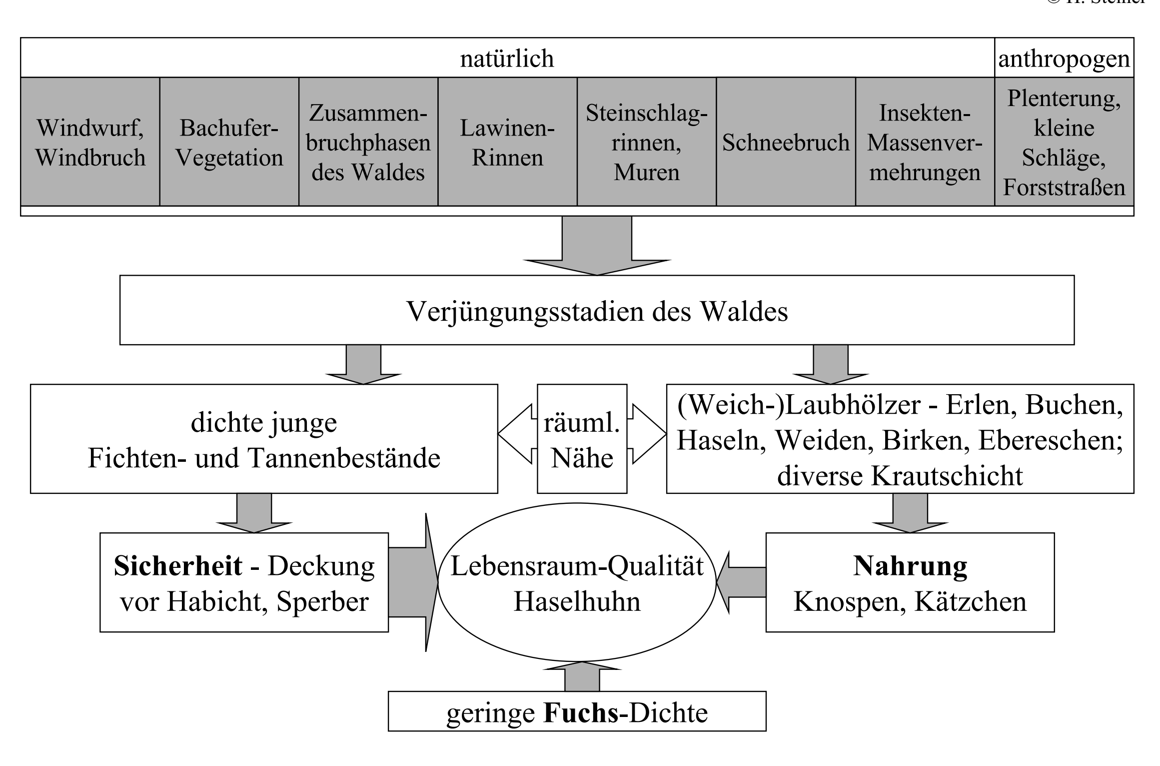
- Nahrung
- Klima
- Feindrisiko

Bestimmte Vegetationsformen begünstigen oft gleichzeitig mehrere dieser Faktoren. Zwei Schemata zeigen die vielfältigen Möglichkeiten dieser Zusammenhänge bei Auerhuhn und Haselhuhn.

Faktoren-Zusammenhänge, die die Güte eines Auerhuhn-Lebensraumes bestimmen. In bisherigen Modellen wurde das Prädationsrisiko kaum beachtet.



Lebensraum-Nische des Haselhuhns in Europa. Wie bei den meisten Arten beeinflusst sich die Realisierung der Hauptfaktoren gegenseitig. Bei sehr geringem Prädationsrisiko ist der Anspruch an die Nahrungsbasis geringer.



Übersicht über Management-Bereiche

Gefährdungs- und Störungsursache	primär tangierte Arten	innerhalb Nationalpark	außerhalb Nationalpark
Forstliche, jagdliche und landwirtschaftliche Aktivitäten			
Forstarbeiten zur Balz- und Brutzeit	Auerhuhn, Steinadler, Uhu, Habicht	✔✔	✔✔
Großkahlschläge	Auerhuhn, Haselhuhn		✔✔✔
Schalenwild-Jagdbetrieb zur Balz- und Brutzeit	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Steinadler (Störung am Horst; Verfolgung als Konkurrent)	✔	✔✔
Raufußhuhn-Jagd; nicht nachhaltige Jagdmethoden (Frühjahrsjagd etc.)	Auerhuhn, Birkhuhn, Steinadler (Verfolgung als Konkurrent)		✔✔✔
Kulturzäune	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habichtskauz, Habicht, Waldschnepfe		✔✔✔
Wildverbiss-Kontrollzäune	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habichtskauz, Habicht, Waldschnepfe	✔✔	✔
Weidezäune aus Draht	Auerhuhn, Birkhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habicht, Waldschnepfe	✔	✔
zu starke oder zu geringe Beweidung	Auerhuhn, Birkhuhn, auch Haselhuhn	✔	✔
Touristische Aktivitäten			
Skitouren, Schneeschuhwandern	Birkhuhn, Schneehuhn, Auerhuhn, Steinadler	✔✔	✔✔
Wandertourismus	Birkhuhn, Auerhuhn, Schneehuhn, Steinadler	✔✔	✔✔
Pilzsammler	Auerhuhn, Uhu	✔	✔
streunende Katzen und Hunde	Auerhuhn, Birkhuhn, Haselhuhn	✔	✔✔
Mountainbiking	Auerhuhn, Steinadler	✔	✔
Flugverkehr	Auerhuhn, Birkhuhn, Steinadler	✔✔	✔✔

Kurzfassung

In den Jahren 2000 bis 2002 wurden in einem rund 320 km² großen Gebiet der oberösterreichischen Kalkalpen quantitative Untersuchungen zur großräumigen Verteilung und Gründen der Habitatwahl von 3 Raufußhuhn-Arten durchgeführt. Bei Auerhuhn und Birkhuhn wurde in diesem Gebiet eine Totalerfassung der balzenden Hähne durchgeführt, beim Haselhuhn eine Transektkartierung auf 70,9 km. Ziel war es, überregionale Grundlagen für den Schutz sowie die Umsetzung der „EU-Vogelschutzrichtlinie" in alpinen Vogelschutzgebieten und Nationalparks zu erarbeiten.

Zur Analyse der klerinräumigen und großräumigen Habitatwahl wurden an jedem Fundpunkt (meist Spuren wie Losungen) jeweils etwa 20 Parameter aufgenommen. Beim Auerhuhn waren dies 541, beim Birkhuhn 159 und beim Haselhuhn 166 Fundpunkte.

Auer- und Birkhuhn-Bestände gingen in den letzten Jahrzehnten um teilweise über 50 % zurück.

Die bevorzugte Höhenzone war beim Auerhuhn 900 bis 1300 m, beim Birkhuhn 1400 bis 1700 m und beim Haselhuhn 500 bis 1500 m.

Auerhuhn-Vorkommen waren an Bergstöcke mittlerer Höhe gebunden. Die Abundanzen erreichten großflächig 1,4-1,7 Hähne/10 km² (44-55 Hähne/322 km²). Maximal wurden 14-15,6 Hähne/10 km² eruiert. Der Bestand ist als labil einzuschätzen.

Beim Birkhuhn wurden im Sengsengebirge 22 Hähnen/33 km² festgestellt. Im gesamten Nationalpark betrug der Bestand ca. 33-38 territoriale Hähne. Der Bestand ist als labil einzuschätzen.

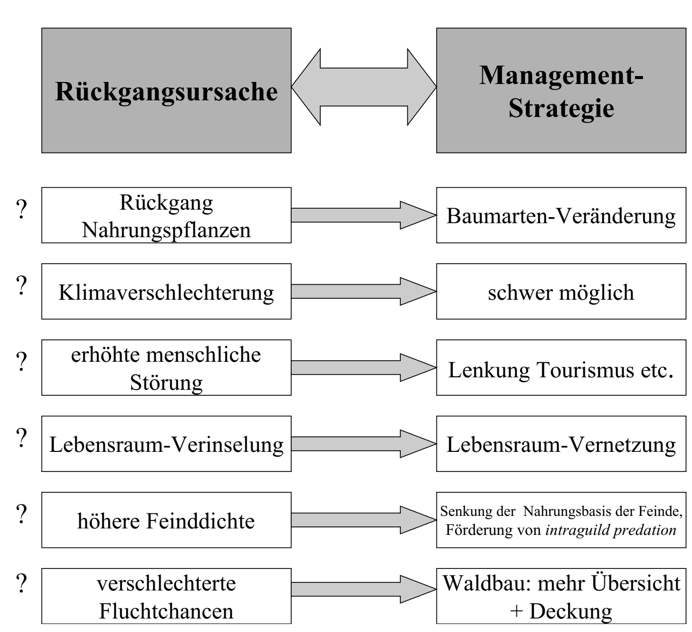
Das Haselhuhn war bis auf die Nordseite des Sengsengebirges weit verbreitet. Je nach Gebiet lagen die Dichten zwischen 0,3 und 1,1 Revieren/km Transekt (n = 10 Transekte). Im Mittel betrug die Dichte 0,7 Reviere/km, wobei insgesamt 70,9 km Transekte untersucht wurden. Der Nationalpark-Bestand wird auf 100-300 Reviere geschätzt.

Alle Arten bevorzugten südöstliche bis südliche Expositionen.

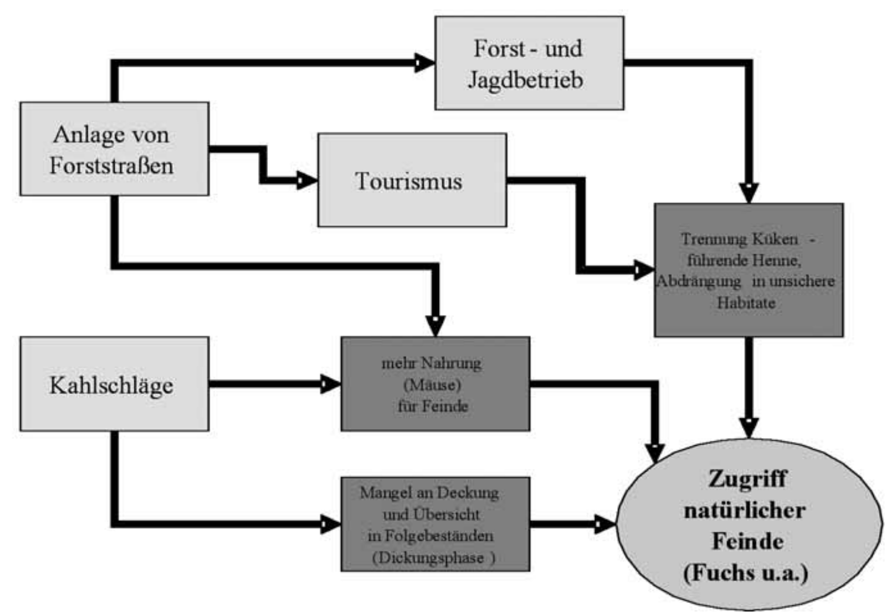
Auerhuhn-Habitate unterschieden sich vom Haselhuhn vor allem durch das Fehlen einer Strauchschicht und eine geringere Vertretung von Dickung und Stangenholz.

Auerhennen nutzten im Winter dichtere und im Sommer offenere Habitate als Auerhähne.

In den Großräumen des Untersuchungsgebietes bestanden keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Auerhuhn- sowie Kiefern- oder Heidel-



Übersicht über die enge Verknüpfung von Fragestellung und Management.
Overview over close relationship between limiting factors and management guidelines.



Beeinflussung des Faktors „Prädation" durch die Faktoren „Störungen" und „Forstwirtschaft".
Complex interactions of forestry (including forest roads and hunting), tourism, disturbance, and predation.

beer-Abundanz (p jeweils > 0.05). Ein mehr als 50 km² großes Gebiet (südliches Sengsengebirge), das die überregional reichhaltigsten Heidelbeer- und Kiefernwaldvorkommen bot, war entgegen den Voraussagen der bisherigen Literatur kaum besiedelt. Das Gebiet war zudem störungsarm.

Die Haselhuhn-Abundanz korrelierte signifikant mit der kleinklimatischen Wärme des Standortes ($p < 0.05$), jedoch nicht mit dem Angebot an Weichlaubhölzern. Deckung war eine Voraussetzung für Vorkommen.

Aus den Habitatanalysen wird geschlossen, dass Faktoren, die mit Prädationsrisiko in Zusammenhang stehen, wichtiger sind als Nahrungsfaktoren. Es kann nicht weiterhin davon ausgegangen werden, dass das Prädationsrisiko lediglich eine Funktion der Vegetationsstruktur ist. Dieser Faktor überlagert unabhängig die zweifellos großräumig negativ wirkende Verdunkelung und Verdichtung der Waldbestände in relevantem Ausmaß.

Eine umfangreiche Literaturanalyse legt nahe, dass limitierende Faktoren offenbar großräumig und über lange Kausalketten wirken. Ein wichtiger Faktor scheinen Prädatorendichten zu sein. Diese werden von menschlicher Verfolgung, Konkurrenz (*intraguild predation*) und Nahrungsangebot beeinflusst. Als Nahrung relevant sind einerseits Biomüll und Tourismus-Abfälle und andererseits Wühlmauspopulationen, die möglicherweise von Kahlschlagflächen, Forststraßen und intensivierter Landwirtschaft, eventuell allgemeiner Eutrophierung gesteuert werden. Störungen werden vor allem für das Birkhuhn als populationsrelevanter Faktor eingeschätzt.

Dank

Den Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung und der Österreichischen Bundesforste danken wir für die Zusammenarbeit, besonders für die Zurverfügungstellung ihrer Beobachtungen. Stellvertretend für alle Beobachter seien R. MAYR und die Revierförster und –jäger L. MIZELLI, J. SCHOIßWOHL, W. STECHER und B. SULZBACHER genannt. Wir danken Herrn DI. Bernhard SCHÖN und dem Nationalpark-Direktor Dr. Erich MAYRHOFER für die Auftragserteilung und dem Team der Forschungsabteilung für die konkrete Abwicklung sowie Diskussionen in verschiedenen Belangen, besonders dem Leiter DI. Andreas GÄRTNER und dem Biologen Dr. Erich WEIGAND. DI. Christian FUXJÄGER von der EDV-Abteilung danken wir ganz besonders für das Entgegenkommen in vielen kartographischen Belangen.

Den Revierförstern und Jägern Hrn. FAHRNGRUBER, Hrn. HIRNER, Hrn. ZÖTTL und besonders Hrn. Helmut HUBER verdanken wir ebenfalls Informationen aus Gebieten außerhalb der Parkgrenzen. Herr Hans UHL (Schlierbach) half bei einer Synchronzählung und stellte weitere Beobachtungsdaten zur Verfügung.

Prof. Dr. Wolfgang SCHERZINGER (ehemals Nationalpark Bayerischer Wald) danken wir für Diskussionen, die kritische Durchsicht des 2. Zwischenberichtes sowie die Unterstützung mit Fachliteratur, außerdem den Kollegen des Biologiezentrums des OÖ. Landesmuseums, Dr. G. AUBRECHT, J. PLASS und Mag. St. WEIGL, sowie des Naturhistorischen Museums Wien/Vogelsammlung, Herrn H.M. BERG und Frau Dr. A. GAMAUF.

Problemstellung und Zielsetzung

Während in der Vergangenheit der Rolle der Nahrungskonkurrenz sehr viel Aufmerksamkeit gewidmet worden ist, wird es in Zukunft viel wichtiger sein, den Einfluss anderer Faktoren, wie z.B. der Fressfeinde, zu testen …
KRAMS & THIEDE 2000

Aufhebung limitierender Faktoren als effektiver Vogelschutz

Die Ostalpen und hier in erster Linie Österreich beherbergen noch die größten Raufußhuhn-Populationen Mitteleuropas (BAUER & BERTHOLD 1996). Bestandserhebungen und Populationsanalysen wurden im internationalen Vergleich trotzdem erst in geringem Umfang durchgeführt. Bisher existierten vor allem Umfrage-Erhebungen mit ihren vielen Unsicherheiten, oder naturwissenschaftliche Erhebungen auf relativ kleinen Flächen (vgl. FUSCHLBERGER 1956, MAYER 1967, 1978, GOSSOW et al. 1983, PSEINER 1983, SPITZER 1987, SCHATZ 1992, HAFNER & HAFELLNER 1995, STORCH 1993, 1997, ZEILER 2001, ELLMAUER 2005, DVORAK & WICHMANN 2005a, b).

Im vorliegenden Projekt sollte erstmals ein großräumiger Landschafts-Maßstab von mehreren Hundert Quadratkilometern quantitativ untersucht werden. Daraus versprachen sich völlig neue Erkenntnisse über limitierende Faktoren, die beispielsweise in unter 20 km^2 großen Gebieten nicht evident werden können.

Unterschiedliche Faktoren werden für die Limitierung von Raufußhuhn-Populationen verantwortlich gemacht, woraus verschiedene Schwerpunktsetzungen für Hege und Vogelschutz resultieren (vgl. MENONI et al. 1996, MOLLET et al. 2003). Dazu zählen vor allem

- Rückgang der Nahrung, besonders der Heidelbeere (Auerhuhn) und Weichlaubhölzer (Haselhuhn), unter anderem durch bestimmte Waldbautechniken
- Einschränkung der artspezifischen Lokomotion und Befliegbarkeit durch strukurelle Änderungen in Wäldern (dichtere Bestände)
- Vermehrte menschliche Störwirkungen
- Verschlechterung des überregionalen Klimas oder kleinklimatischer Faktoren
- Zunahme der Boden- und Luftfeinde

Diese Faktoren wirken jedoch nicht isoliert, sondern beeinflussen sich auf die vielfältigste Weise gegenseitig.

Die Wechselwirkung dieser Ökofaktoren ist weder linear noch einfach, sondern oft sprunghaft und mehrfach. Die einzelnen Faktoren sind auch keineswegs vergleichbar und damit nicht additiv oder multiplikativ verknüpfbar. Es beeinflussen sich nicht nur zwei Faktoren, sondern mehrere gleichzeitig. Dies erschwert die Erstellung von Modellen prinzipiell. Hier wird der Ansatz vertreten, dass das größte Defizit gegenwärtig in der Klärung der Bedeutung einzelner Faktoren liegt.

Eine Vegetationsform oder ein Bestandstyp kann nicht als „Lebensraum“ an sich verstanden werden. Es werden lediglich mehr oder weniger zufällig verschiedene Ansprüche erfüllt. Dabei handelt es sich um die gleichzeitige Erfüllung der Faktoren Nahrung, Deckung und Klimaschutz. Diese Faktoren sind „vorgeschaltet“ und die eigentlichen Bedingungen für Lebensraum-Eignung. Aufgrund ihrer evolutiven Geschichte hat jede Raufußhuhn-Art ein bestimmtes Verhaltensinventar und Anpassungspotenzial inne, das sich mehr oder minder stark und zufällig mit Bestandstypen und Waldökosystemen überlappt, im Grunde jedoch äußerst verschieden realisiert werden kann.

Ein gutes Beispiel bietet eine neue Arbeit von STORCH (2002). Großräumig kann das Vorkommen von Auerhühnern nicht durch Vegetationsparameter vorhergesagt werden. Es gibt hervorragende lichte Wälder mit prächtig entwickelter Krautschicht, die in manchen Gebieten einfach nicht besiedelt sind. Hier müssen andere Faktoren wirken, wie ein anderes Prädationsrisiko.

Als ein Beispiel der Faktoren-Interaktion soll der häufig ignorierte Zusammenhang zwischen Störung und Prädationsrisiko veranschaulicht werden.

Seit langem versucht man, die genannten offenen Fragen durch die gezielte Prüfung verschiedener Hypthesen zu klären. Wir fassen diese hier unter „Nahrungshypothese“, „Klimahypothese“ und „Prädationsrisiko-Hypothese“ zusammen. Dazu kommen rational Störwirkungen. Fragen nach Parasiten und Krankheiten wird hier nicht nachgegangen. Jede Hypothese erlaubt gewisse Voraussagen, beziehungsweise stellt gewisse Forderungen. Diese Forderungen sind im einzelnen:

I. Nahrung

Die räumliche Verteilung des Auerhuhns wird maßgeblich von der Verteilung von Zwergsträuchern oder Kiefern gesteuert. Beim Haselhuhn wird ein maßgeblicher Zusammenhang mit dem Vorkommen von Weichlaubhölzern erwartet.

II. Klima

Eine übergeordnete Klimarelevanz würde den stärksten Zusammenhang der Vorkommen mit Strahlungs-, Temperatur- und Niederschlagswerten fordern. Dies sollte durch geringe Seehöhe, südliche Exposition, mäßig geringen Kronenschlussgrad sowie mäßige Dichte der Krautschicht realisiert werden.

III. Prädationsrisiko

Die Raumbelegung des Auerhuhns wird maßgeblich von Übersicht und Fluchtmöglichkeit gesteuert. Der Feind sollte bereits in möglichst großer Entfernung wahrgenommen werden können, da Habichte deutlich wendiger sind und bei großer Nähe kaum mehr abgeschüttelt werden können. Dazu ist im Einzelnen eine lockere Strauch- sowie Baumschicht, sowie eine teilweise dichte Krautschicht günstig. Erhöhte oder flache Geländeformen, wie Kuppen, sind dazu ebenfalls von Vorteil. Ein rascher geradliniger Abflug sollte vom Aufenthaltsort aus möglich sein. Damit wird dem anfliegenden Greifvogel das Überraschungsmoment entzogen.

Außerdem kann sich das Huhn rechtzeitig hinter Geländekanten und/oder durch Drücken in der Krautschicht außer Sicht begeben. In der Strauchschicht sowie Baumschicht ist kein Verbergen möglich, da das Huhn zu groß ist und etwa Habichte an die meisten Stellen vordringen können, die auch eine Auerhenne erreicht. Eine Ausnahme wäre Laufen in dichtes Unterholz (vgl. Fasan); hier wäre allerdings ein Marder oder Fuchs im Vorteil, sodass auch aus diesem Grund die Vegetation nicht zu dicht werden sollte.

Bei Auerhähnen ist aufgrund des anderen Feindspektrums eine andere Habitatwahl zu erwarten. Sie sind aufgrund ihrer Größe und Wehrhaftigkeit durch den Habicht weniger gefährdet (z.B. F. MÜLLER pers. Mitt.). Durch Steinadler sollte allerdings ein höheres Prädationsrisiko bestehen, da der Abflug langsamer und schwerfälliger erfolgt als bei Hennen. Deshalb sollte er sich weniger weit auf Schläge hinauswagen, als Hennen. In dichter Vegetation sollte dagegen ein höheres Überraschungsrisiko seitens Bodenfeinden herrschen. Aus diesem Grund sollte andererseits zu dichte Vegetation stärker gemieden werden als durch Hennen. Nahrung als Erklärungsfaktor scheidet hier aus, weil beide Geschlechter die meiste Zeit des Jahres ähnliche Ansprüche haben (nur die kaum erhobenen führenden Hennen bevorzugen wärmeres Kleinklima und Insektenreichtum).

Das Haselhuhn hat eine andere Feindvermeidungs- und Fluchtstrategie. Es kann wendiger und rascher flüchten, und sich erfolgreicher als das Auerhuhn vor dem Habicht in der Strauchschicht verkriechen. Allerdings ist die Höchstgeschwindigkeit geringer. Es sollte deshalb andere Forderungen stellen: Dichtes Nadelholz sollte stets in unmittelbarer Nähe sein, zum Beispiel als Strauchschicht; alle Formen von sperrigen Hindernissen, wie Windwurf-Verhaue, verhindern ein zu rasches Eindringen von Habicht und Sperber. Außerdem sollte es sich weniger weit auf Schläge hinauswagen als das Auerhuhn. Raume, lichte und übersichtliche Althölzer, wie sie für das Auerhuhn günstig sind, sollten dagegen gemieden werden. Zum weiträumigen Fluchtflug fehlt die Fähigkeit, dichtes Gestrüpp zum Verkriechen ist nicht vorhanden.

Die Notwendigkeit einer empirischen Untersuchung

Der vorliegenden Untersuchung ging ein langes Bemühen um das Zustandekommen einer solchen voraus.

Auch aus Sicht der Europäischen Union besteht Arbeitsbedarf. Dies wird in der Studie „Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie“ erläutert (KARNER et al. 1997). Für Oberösterreich werden Auer- und Birkhuhn explizit unter „Priorität 1“ genannt. Unter Forschungsbedarf wird unter anderem der Einfluss der Jagd genannt. Die Frühjahrsjagd wird dort als gesetzwidrig eingeschätzt.

Unabdingbare Voraussetzung für allfällige räumlich explizite Habitatmodelle waren empirische Daten und Wissen um die Zusammenhänge der Lebensraum-Faktoren, die noch lange nicht verstanden sind. Großer Wert wurde auch auf die Berücksichtigung der im Vergleich zu Mitteleuropa viel intensiveren nordeuropäischen Raufußhuhn- und Waldökologie-Forschung gelegt.

Innovative Aspekte dieses Projekts umfassen demnach:

- empirische, quantitative, großräumige Bestandserhebungen in Österreich besonders zu Hasel- und Auerhuhn
- umfassende Berücksichtigung der zunehmend als bedeutsam erkannten internationalen Prädationsforschung

Internationale Fragestellungen

Von Seiten des Auftraggebers wurde die Bedeutung naturwissenschaftlicher Kriterien folgendermaßen formuliert (E. WEIGAND in litt.):

- Die Freilanderhebungen sind nach standardisierter Aufnahmemethodik der Ornithologie durchzuführen. Das Datenmaterial ist mit gängigen biostatistischen Vertrauensgrenzen (Confidencelimits: 95 %, p = 0,05) auszuweisen. Dies gilt ebenfalls für die entsprechenden Auswertungen (insbesondere bei linearen und zweidimensionalen Auswertungen, wie Populationsgrößen, Individuendichten u.a.), soweit nicht biomathematische Kenngrößen (Dominanzstruktur u.ä.) und multivariate Darstellungen gewählt werden. Die erhobenen Daten und erarbeiteten Ergebnisse sind umfangreich mit bestehenden Literaturdaten, insbesondere des alpinen Raumes, zu interpretieren. Die strikte Orientierung nach biologischen Grundsätzen soll mithelfen, die bereits getätigten Äußerungen, „warum dieses Projekt nicht von Jagdvertretern durchgeführt wird“, zu zerstreuen.

- Die ornithologischen Freilanderhebungen und Datenauswertungen müssen nach gängigen biostatistischen Methoden durchgeführt werden. Dies erfordert die Erfassung eines homogenen Datenmaterials.

Von besonderer Bedeutung war die Berücksichtigung systematischer Fehlermöglichkeiten, etwa die Tatsache der leichteren Registrierbarkeit von Hasel- und Auerhuhn in der Nähe von Forststraßen.

Zentrale Fragen sind die Verknüpfung von Waldentwicklung, Populationsentwicklung, benötigten Lebensraum-Elementen, die Lage räumlich-zeitlicher Schlüsselstellen und wechselseitige Einflüsse verschiedener Tierarten.

Einige in der internationalen ökologischen Forschung verfolgte Ideen sollen als Hintergrundinformationen für die Kalkalpen fruchtbar gemacht werden:

- *Source-sink-Konzept* (Bewertung von Vorkommen als Überschussgebiete bzw. Verschleißzonen)
- *Metapopulationstheorie* (Teilvorkommen und ihre Vernetzung, Isolationseffekte)
- *Demographie* und *Life-history-strategy* der Arten (reproduktive k-Strategie versus r-Strategie, Alter, Dispersionsfähigkeit – Ausbreitungsgeschwindigkeit, *lifetime reproductive output* verschiedener Individuen)
- Integration aller Populationsprozesse in das *Mosaik-Zyklus-Konzept* des Waldes
- *Alternative Beute-Hypothese* (Einfluss von alternativem Beuteangebot wie Wühlmäusen auf Prädation der Raufußhühner durch Beutegreifer wie Greifvögel, Eulen, Raubsäuger; analoger Einfluss von Seuchen bei Nahrungsgeneralisten wie Tollwut)
- *Mast depression hypothesis* – u.a. nach norwegischen Forschungsergebnissen (Einfluss von Mastjahren der Waldbäume auf die Tierökologie)

Projektziele

Von Seiten des Auftraggebers wurde eine auf die gesamte Nationalparkfläche bezogene Aussage gewünscht, da ein konkreter Ortsbezug für den Managementaspekt von hohem Interesse war. Die Untersuchung besaß auch den Charakter einer Pilotstudie, da bisher noch kaum verwertbare Grundlagendaten über Raufußhühner im Nationalpark vorhanden waren. Dies betraf die verschiedensten Aspekte der Ökologie (siehe unten).

Aus diesem Grund wurden ausschließlich konventionelle Methoden angewandt (direkte Beobachtung, Spurenkartierung, mit quantitativen Dichte- und Habitatuntersuchungen). Telemetrische Studien hätten die breitgefächerten Ziele nicht in dem Umfang bearbeiten können, ganz abgesehen von der Kostenrelation und dem umstrittenen Tierschutzaspekt (vgl. W. SCHERZINGER mündl.).

Die zentrale Frage der Struktur der großräumigen Metapopulation konnte nur durch eine Kartierung gelöst werden, während bei Telemetriestudien meist nur viele Daten zu Einzelindividuen, aber nur selten zur Population gesammelt werden können (MÜHLENBERG 1993). Das gegenständliche Projekt kann jedoch eine gute Basis für weiterführende telemetrische Untersuchungen bieten. Falls die Fragestellungen und Arbeitshypothesen gut durchdacht sind, wären Telemetriestudien durchaus empfehlenswert, um populationsbiologisch stärker in die Tiefe gehen zu können.

Als Grundlage dafür, dass Managementrichtlinien auch durch Beobachtungsdaten fundiert sind, sind eine Reihe von Teilfragen zu untersuchen. Diese wurden vom Auftraggeber wie folgt formuliert:

Entwicklung der Populationen in den letzten 20 Jahren

Angaben zu Vorkommen und Verbreitung sollen gesammelt werden anhand von Literatur, vorliegenden Studien und Datenarchiven (ÖO. Landesmuseum, BirdLife Österreich), Befragung von Ornithologen und naturkundigen Personen, Befragung von Jagd- und Forstpersonal, Ermittlung von Bestandsangaben aus Abschussplänen und Jagdstatistik.

Aktuelle Verbreitung und Populationsdichte

Das Untersuchungsgebiet soll innerhalb des Zeitraumes 2000 – 2002 bearbeitet werden. Die Bearbeitung dient zur Abgrenzung der Raufußhuhn-Areale und zur Ausweisung von Arealzentren, Randarealen, potenziellen und ungeeigneten Arealen.

Habitatbewertung

Die Habitatbewertung der aktuellen und potenziellen Raufußhühner-Lebensräume im Untersuchungsgebiet wird anhand der erhobenen Freilanddaten und anhand vergleichbarer Literaturangaben durchgeführt. Zu jeder direkten und indirekten Beobachtung werden grobe Angaben zum Habitat nach Klassen und Kategorien aufgenommen. Nach entsprechender Datenaufbereitung wird eine Habitat-Bewertung für die drei Raufußhuhnarten für das Untersuchungsgebiet dargestellt.

Aktuelle Gefährdungen

Einflüsse auf die Raufußhuhn-Habitate, wie Waldnutzungsänderungen, Almwirtschaft, Störungs-Einflüsse wie touristische Nutzung (Wegenetz, Mountainbiker, Skitourengeher, Paragleiter etc.) sowie die Prädatorensituation (Nachweise von Rissen, Rupfungen etc.) werden miterfasst und durch Angaben aus Befragungen und der Literatur für dieses Gebiet erarbeitet und dargestellt. Besonders aufschlussreich wird sein, Lebensraumstruktur, Lebensraumeignung und Prädationsrisiko zu ver-

knüpfen. Erst dadurch wird es möglich sein, die komplexe Situation besser zu verstehen. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf das dynamische Nationalparkkonzept der drei **Besucherzonen** (keine Besucher; geführte Wanderungen; reguläre Besucher) aufbereitet.

Das Projektteam verfolgte das Ziel, den besonders wichtigen, aber methodisch schwierigen Faktor **„Einfluss von Prädatoren"** zu bearbeiten. Deshalb wurden Beutereste von Steinadler, Sperber, Wanderfalke und Uhu an Horstplätzen analysiert.

Vorschläge für Managementmaßnahmen und ein künftiges Monitoring

Anhand des erhobenen Datenmaterials, der Datenauswertung und der Darstellung auf Karten werden im Vergleich mit Literaturangaben und Erfahrungswerten aus anderen Raufußhuhnlebensräumen Managementmaßnahmen zur Erhaltung, Sicherung und Entwicklung der Raufußhuhnlebensräume vorgeschlagen und ein praktikables Monitoring-Programm entwickelt.

Berichte, Pädagogik und Öffentlichkeitsarbeit

Die Ergebnisse sollen in Vorträgen präsentiert werden, und in populäre Broschüren und Besucher-Informationszentren einfließen.

Überblick über Methoden

Im Folgenden soll zunächst ein grober Überblick über konkrete Feld-Methoden geboten werden. Bei der Gebietsbearbeitung wurden direkte Beobachtungen (optisch, akustisch) und hauptsächlich **indirekte Hinweise** (Mauserfedern, Spuren, Losung, Brutlosung, Ruheplätze, Schlafbäume, Staubbadestellen, Verbissspuren, Rupfungen, Rissfunde etc.) kartiert. Anhand der Staubbadeplätze, Federfunde und (Winter-) Losungsfunde konnten zusätzliche Angaben zur **Populationsstruktur** (Geschlecht, Gesperregröße, Alter) und Angaben zu Mortalitätsfaktoren gemacht werden.

Diese Angaben zeigten die aktuelle Habitatnutzung der Raufußhühner im Untersuchungsgebiet auf. Die Kartierungsergebnisse wurden zur Bewertung des Gesamtgebietes als Raufußhühner-Lebensraum (Habitatbewertung) herangezogen. Um Störungen für die Raufußhühner im Zuge dieser Untersuchung zu minimieren, wurden die Flächen in erster Linie entlang von Wegen und Steigen durchquert und von übersichtlichen Geländepunkten aus abgesucht.

Der Zeitraum der Freiland-Erhebungen sollte den **Ganzjahreslebensraum** (Winterhabitate, Balz- und Bruthabitate, Mauserhabitate) dieser Raufußhuhnarten erfassen. Die Beobachtungen wurden zum Zeitpunkt des täglichen Aktivitätshöhepunkts und der saisonalen Aktivitätshöhepunkte (Balzzeit, Dispersion von Jungvögeln) und weniger intensiv im Winter und während der Brut- und Aufzuchtsphase durchgeführt. Die Kartierungen wurden zudem verstärkt in Zeiten erhöhter Fundwahrscheinlichkeit von indirekten Nachweisen (z.B. zeitiges Frühjahr bei Schneelage) durchgeführt. Dadurch konnten zeitaufwändige Suchen nach Nachweisen und Störungen für die Hühner während sensibler Phasen eingeschränkt werden.

Zur Ermittlung der aktuellen Verbreitung der waldgebundenen Arten Auerhuhn und Haselhuhn waren umfangreiche Begehungen im Gelände notwendig. Eine Erfassung der Bestandsgröße (Abundanz) war beim Haselhuhn allerdings nur auf Teilflächen möglich und erforderte zusätzlich intensive Beobachtungstätigkeit im Gelände und den Einsatz spezieller Erfassungsmethoden.

Für das Auerhuhn waren Kontrollen an den Balzplätzen dafür besonders im zeitigen Frühjahr notwendig. Für das Haselhuhn waren zur Abschätzung der Siedlungsdichte Transektzählungen entlang von Wegen und Forststraßen unter Einsatz von Lockinstrumenten im Herbst und Frühjahr sowie die Erfassung der Huderstellen durchzuführen (siehe SWENSON 1991, BIBBY et al. 1995, BERGMANN et al. 1996).

Das aktuelle Verbreitungsgebiet des Birkhuhns wurde durch Begehungen im Gelände und besonders durch Abhorchen und Beobachten mit dem Spektiv von exponierten Geländepunkten aus kartiert. Angaben über Bestandsgrößen (Abundanzen) und Bestandsstruktur konnten für diese Raufußhuhnart auf Teilflächen (z.B. offene Latschen-Alm-Freiflächen) durch direkte Beobachtung der Balzplätze bzw. der Herbst- und Wintergruppen gewonnen werden.

Im Verlauf der drei Feldsaisonen wurden auf ausgewählten Teilflächen zusätzlich regelmäßige Bestandskontrollen durchgeführt (mehrere Kontrollen/Jahr). Dadurch konnten auf diesen Probeflächen genauere Angaben zur Abundanz, Populationsstruktur, zum Fortpflanzungserfolg und zur lokalen Bestandsentwicklung gemacht werden. Anhand dieser Angaben konnten kleinräumige Arealveränderungen im Kartierungszeitraum (Aufgabe von Plätzen, vorübergehende Besiedlung und Nutzung, Neubesiedlung) im Gesamtareal besser beurteilt werden.

Erstaufnahme der Lokalität (Rasterfeld)/**w**iederholte Aufnahme (zur Vermeidung von Doppelzählungen:): ______
Beobachter: ______
ART (A/B/H, „**0** A/B/C" bei Negativnachweis, ev. mit „?"):______
Datenblatt Nr.:______
Datum: ______
Uhrzeit von bis: ______
Beobachtungs- bzw. Kontrollort (Geländename): ______
Geogr. Breite: ______
Geogr. Länge: ______
Forstrevierkarte: ______
(Abteilung, Unterabt.: ______

Methode (**F**orstraßenbegehung/**S**chlagabsuche/**B**alzplatzzählung/**W**interlosungssuche/**L**ockpfeifentransekt/**A**nsitz): ______
Zurückgel. Gehstrecke (anhd. Forstkarte1:10.000 auf 100 m genau schätzen): ______
(Anzahl kontrollierter Baumstümpfe: ______
(Bei Schneedecke: n Laubbäume (-gruppen), unter denen nach Losung gesucht wurde: ______
Seehöhe: ______
Exposition (8 Himmelsrichtungs-Sektoren):______
Geländeneigung (1: > 25°, 2: 25-15°, 3: < 15°): ______
Lage am Hang (**K**uppe/**O**berhang/**M**ittelhang/**U**nterhang/**T**al): ______
Alter Bestand – Entwicklungsphase (**S**chlag/**J**ungholz/**S**tangenholz/**O**ptimalphase/**A**ltholz): ______
Krautschicht: Zwergsträucher-Deckungsgrad (1-4) (nur echte Zwergsträucher; Radius von 30 m): ______
Krautschicht-Deckungsgrad insgesamt (incl. Kräuter, Gräser, Gehölze; Radius von 30 m): ______
Strauchschicht-Deckungsgrad (1-4, Radius von 30 m): ______
Bestandsbildende Arten der Strauch/Krautschicht (1-3 Angaben, z.B. Buche): ______
Höhe der Strauchschicht (auf 0,5 m genau schätzen): ______
Baumschicht: Kronenschlussgrad (bei Beobachtung im Wald) (1-4; Radius von 30 m): ______
Waldbäume (Anteil 1-4; Radius von 30 m):
Fichte ______ Rotbuche ______ Tanne ______ Kiefer ______ Lärche ______ Ahorn ______ andere Baumarten: ______
Baumartenzahl: ______
Schlagabsuche (ja/nein): ______
(Distanz zur nächsten Randlinie + Typ: ______
Distanz zur nächsten Forststraße: ______
Distanz zum nächsten Waldrand (auf 10 m genau): ______
Exposition des nächsten Waldrandes (1 von 8): ______
Struktur/Typ nächster Waldrand (1. kahl, hallenartig, ungeschichtet, 2. intermediär, 3. deckungsreich, tiefe Beastung): ______
______

Mögliche Gefährdungen (Zäune, Störquellen, Wege, Jagdeinrichtungen): ______
Gefundene Vogelrupfungen und Risse (Arten): ______
Ameisenhügel-Vorkommen (1-3/unbek.): ______
Fuchshinweis (ja) ______
Mäusebussardkontakt (ja) ______
Weitere potenzielle Prädatoren od. Spuren (Raubsäuger, Eulen, Greife, Rabenvögel): ______
Witterung (bei direkter Beobachtung) (1-3, gering bis stark/hoch): Bewölkung: ______ Temperatur: ______ Wind: ______
Nachweis (Mehrfachnennungen möglich): **D**irekte **B**eob. (DB) ______
Losungen (L)______
Federfund (F) (auch in Huderpfanne)______
Huderstellen-Kontrolle (Hu) ______
Spur im Schnee (Spur) ______
Anzahl: ______
sex (M/W): ______
Alter (ad./juv.): ______
Federart/Zahl (Jugendmauser, Dune, HS, AS, St.): ______/______
Losungsart (**Ba**lz-, **Bl**inddarm-, **Br**ut- etc.): ______
Losungsstellen Anzahl: ______
<u>Verhalten und besondere Habitatnutzung:</u>

Tab. 1: Veranschlagter Zeitaufwand für die Felderfassung der einzelnen Arten.

Art	Auerhuhn	Birkhuhn	Haselhuhn	nicht zugeordnet
Zeitaufwand pro Jahr (Manntage)	33	12	16	35
Zeitaufwand insgesamt (Manntage)	99	36	42	105

Methoden

Erhobene Informationen

Die Struktur der erhobenen Informationen geht aus dem abgebildeten, vor Ort verwendeten Datenblatt hervor. Es wurde im Zuge der Felderfahrungen mehrfach optimiert.

Methodische Richtlinien zur Qualitätssicherung

Die Beachtung einer Reihe interner Richtlinien durch alle drei Bearbeiter verfolgte das Ziel, einen maximalen Synergieeffekt zu erzielen und Reibungsverluste zu minimieren.

- Generelles Anstreben von mehr quantitativen und weniger qualitativen Erhebungen und Daten. Das Projekt verlangt mehr als eine einfache „Kartierung“; ansonsten kommt es zu einer ineffektiven Relation Aufwand/Aussage, und zu Problemen bei Auswertung, Aussage und Diskussion.
- Spezialisierung auf persönliche Stärken und Arbeitsteilung nach Feld- und Analysenarbeit.
- Teamarbeit ist vor allem im Feld der Einzelarbeit vorzuziehen, um nicht eine summierende, sondern eine multiplikative Wirkung zu erzielen. Dies heißt auch Forcierung von Synchronzählungen vor allem zur Balzzeit.
- Schwerpunktmäßige, massierte Erhebungen des Bestandes balzender Auerhähne sind prioritär.
- Alle Bearbeiter sollten wissen, wo und wann die anderen unterwegs sind, um ungeplante Überschneidungen zu verhindern.
- Relativ minderwertig wäre etwa eine Karte mit Vorkommensdarstellung und Unklarheit über Negativnachweise, solche Informationen existieren bereits.
- Hochwertig sind nach oben und unten abschätzbare Zahlenwerte, die zu wissenschaftlich haltbaren Aussagen zu Habitat, Management usw. führen.
- Die relativ weitschweifige Kartierung des Gesamtgebietes sollte keinen zu großen Anteil am Arbeitsaufwand beanspruchen. Durch diese Kartierung sollte zumindest die Erkennung von Mustern der fragmentierten Population erreicht werden.
- Beim Haselhuhn sollten zur Vermeidung einer Verstreuung der Kräfte nur drei bewältigbar kleine Gebiete quantitativ in allen Jahren kartiert werden.
- Als weiterer, bisher nicht realisierter Vorschlag zur Standardisierung könnten Staubbadestellen künstlich optimiert und in einheitlichen Zeitabständen kontrolliert werden.
- Der Erfassungsaufwand im Gesamtgebiet muss einer reproduzierbaren Standardisierung unterliegen, entweder als Zeit oder Strecke.
- Alle Begehungsrouten sind auf einheitlichem Kartenmaßstab einzuzeichnen.
- Die Auswertung von bereits vorliegenden Nationalpark-Daten in methodisch möglichst vergleichbarer Weise ist äußerst wünschenswert.
- Als Basis für die Erstellung der kommentierten Artenliste aller Vögel der Roten Liste sollten BirdLife-Meldebögen der Atlaskartierung verwendet werden, und zwar pro Gebiet je ein Bogen.
- Bei der mündlichen Befragung von Jagd- und Forstpersonal sollte stets nach den Basisinformationen Ort, Zeit, Geschlecht/Alter, Anzahl gefragt und diese sogleich festgehalten werden.
- Die elektronische Dateneingabe soll unbedingt nach einer einheitlichen Maske erfolgen, und zwar nach der Datenstruktur des Erhebungsbogens. Die Instruktionen auf dem Datenblatt sind zu beachten.
- Einträge in das Datenblatt sollen einheitlich gehandhabt werden. Bei Funden auf Forststraßen sind Kronenschluss und Krautschicht als geringste Werte anzusehen.
- Die tabellarische Dateneingabe erfolgt durch alle Bearbeiter selbständig, ebenso die Eingabe der Fundpunkte in das Geografische Informationssystem des Nationalparks. Der Daten-Transfer für Redaktion und grafisch-statistische Auswertung durch H. Steiner soll rechtzeitig vor der Berichterstellung erfolgen.
- Regelmäßige interne Arbeitstreffen sollen dem raschen Austausch spezieller Erfahrungen, Hinweise, Arbeitshypothesen und Interpretationen dienen.
- Beuterestaufsammlungen an den bekannten Brutplätzen von Steinadler und Wanderfalke sollten forciert werden, um Datenmaterial über Prädation zu erhalten. Bei Habicht und Sperber sollten besonders Horstfunde im Gebiet angestrebt werden. Das Verhören des typischen Bettelfiepens während der Bettelflugperiode ist am häufigsten der erste Hinweis auf einen Brutstandort (beim Habicht Juni-Juli und beim Sperber Juli-August zu erwarten). Beutetragenden Altvögeln sollte möglichst lange mit dem Fernglas gefolgt werden, und die Flugroute sollte möglichst rasch in einer Karte festgehalten werden.
- Bei Aufsammlungen sollte methodisch einheitlich vorgegangen werden. So sollten auch alle alten Beutereste (Federn, Skelettteile) vollständig eingesammelt werden (Steinadler, Wanderfalke). Erst danach ist zu entscheiden, welche Reste in die Analyse eingehen. Ansonsten sind die Ergebnisse nicht vergleichbar (vgl. STEINER 1998).

Erschwerende Bedingungen

Die klimatischen Bedingungen und die Geomorphologie des Gebietes mit vielen extremen Steillagen erforderten besondere Anstrengungen. So bestanden während der beim Auerhuhn wichtigsten Felderhebungszeit, im April und Anfang Mai, in den Gebieten mit Balzplätzen Schneehöhen von ein bis zwei Metern. Die Forststraßen waren in den interessierenden Lagen meist noch ungeräumt und damit unpassierbar. Dies erforderte lange Anmarschwege zu Fuß und die Überwindung großer Höhenunterschiede. Um diese Erschwernisse so weit als möglich zu entschärfen, wurden von den Mitarbeitern Schneeschuhe eingesetzt und Nächte im Freien verbracht, um rechtzeitig vor Ort zu sein.

Organisatorsiche, unbeeinflussbare Erschwernisse waren zudem die nicht uneingeschränkt möglich Begehung des Gebietes, da ungestörten Schalenwild-Reduktionsabschüssen höhere Priorität eingeräumt wurde, und die gelegentliche Verweigerung von Auskünften über die Lage von Balzplätzen. Gebiete außerhalb des Nationalparks durften teilweise nur auf Forststraßen an vorgegebenen Terminen begangen werden.

Zeitrahmen

Der Zeitaufwand für die spezielle Felderfassung der einzelnen Arten wurde für das Auerhuhn am relativ höchsten kalkuliert, während er für das Birkhuhn am niedrigsten angesetzt war (s. Tab. 1). Dies war deshalb der Fall, weil die Management-Implikationen im Auerhuhn-Lebensraum, dem Wald, am schwerwiegendsten waren.

Analyse der Lebensraumwahl

Gegenwärtig bestehen unterschiedliche Ansätze im Bereich der Habitatanalyse von Wildtieren. Wichtig erscheint die Betonung, dass es für ein Tier nicht ausreichend ist, wenn einzelne Lebensraumansprüche nur quantitativ erfüllt werden. Entscheidend ist vielmehr oft die qualitative Erfüllung der Kriterien; es kommt auf die Kombination und Proportionen der Faktoren an (PECHACEK 1995, MEBS & SCHERZINGER 2000).

Auch FULLER (1998) resümiert am Beispiel Greifvogelforschung, dass nur wenige, jedoch sorgfältig ausgewählte Habitatparameter gemessen werden sollten. Dies verbessert Transparenz und Kausalität. Denn in der Ökologie hängen fast alle Faktoren in irgendeiner Weise zusammen (Problem der *spatial autocorrelation*, vgl. auch MÜHLENBERG 1993, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, STEINER 1998, in Druck).

Von Vorteil sind oft Erfahrungen aus anderen Tiergruppen, die den Blickwinkel über traditionell verfolgte Fragen hinaus erweitern.

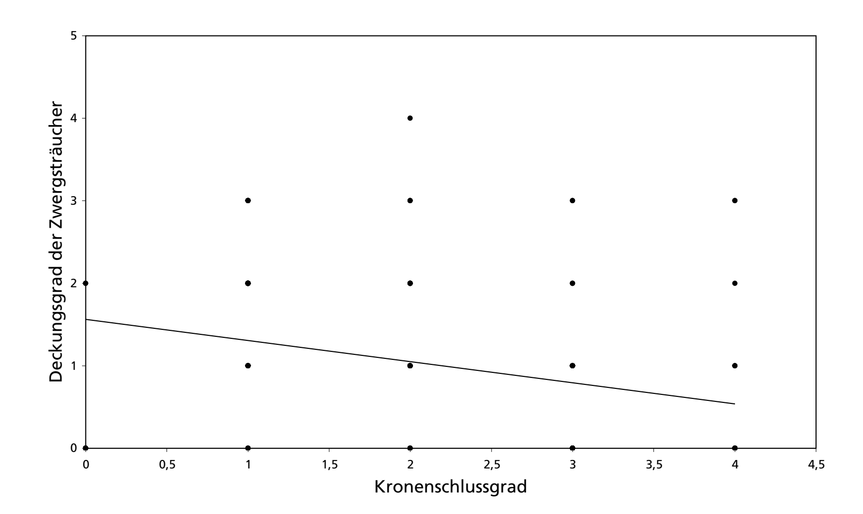


Abb. 1: Hochsignifikanter Zusammenhang zwischen Kronenschlussgrad und Deckungsgrad der Zwergstrauchschicht (Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,1 %) bei 179 Aufnahmepunkten. [r (s) = –0.35, p < 0.001, n = 179, 2-tailed]
***Fig. 1**: Significant relationship between canopy closure and cover of dwarf shrubs.*

Arbeitshypothesen

I. Für die Standortwahl ist Deckung vor Prädatoren ein maßgeblicher Faktor. Entscheidend ist das Verhältnis von Deckung zu Feindsicht (*trade-off*). Im Akutfall sollten zwei Möglichkeiten realisierbar sein: Einschlupf in sehr dichte Deckung, oder rasche Abflugmöglichkeit. Bekanntlich fliegen Habichte häufig im gedeckten Tiefflug an. Folglich sollte weniger die absolute Dichte oder die Offenheit des Vegetationsstandortes absolut ausschlaggebend sein, sondern die artspezifische Strategie. So sollte das Auerhuhn eine weniger dichte Strauchschicht als das Haselhuhn benötigen, weil ein ungehinderter Abflug gewährleistet sein muss. Deckung und Übersicht sollte in unterschiedlicher Form verwirklicht sein: Nähe zu dichten Waldrändern an Schlagrändern; sonnenexponierte Hang- und Kuppenlagen; dichte Zwergstrauchdeckung; gute Farn-Deckung; vor allem im Winter ein Mindestmaß an Nadelholz, zum Teil in Form von Stangenhölzern. Das sollte namentlich für Auerhennen gelten, da sie im Unterschied zu alten Hähnen durch Habichtprädation gefährdeter sind.

II. Falls Deckung wichtiger ist als das Nahrungsangebot, diese beiden Faktoren aber korrelieren, sollten die Korrelationen zwischen dem Vorkommen und der Deckung stärker sein als zwischen dem Vorkommen und der Nahrung.

III. Die Verteilung der Bergstöcke sollte eine wichtige Voraussetzung für die Strukturierung der Metapopulation sein.

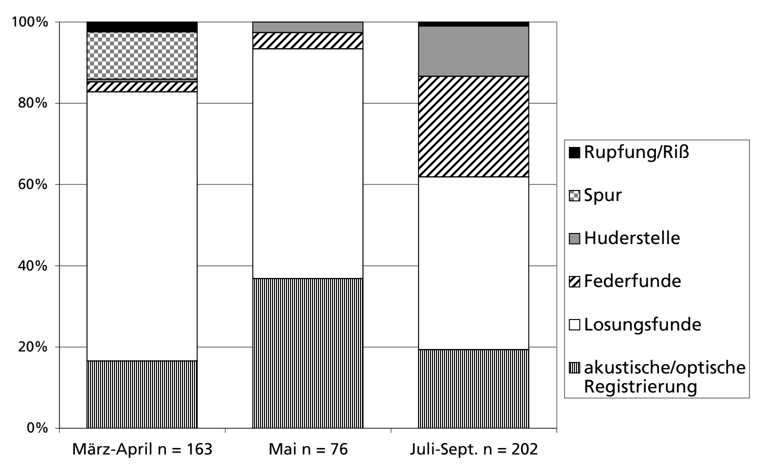


Abb. 2: Die meisten direkten Auerhuhn-Kontakte wurden im Mai getätigt, Losungsfunde und Spuren waren vor allem im Spätwinter bei Schneedecke vertreten, Federfunde und Huderstellen im Sommer (Daten 2001+2002).
***Fig. 2**: Different data types for Capercaillie registration in the course of the year (March+April; May; July to September). From top to bottom: kills; tracks; dust baths; feathers; faeces; acoustic/optical registration.*

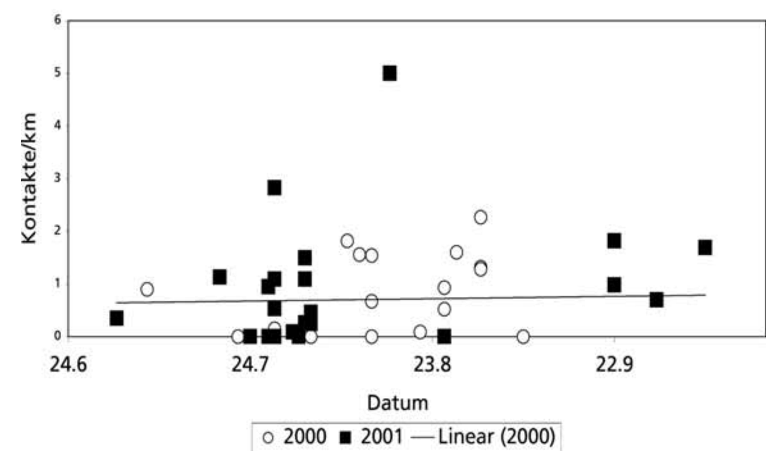


Abb. 3: Nachweisdichte von Losungskontakten in Relation zur Jahreszeit beim Auerhuhn. (n = 46 Transekte)
***Fig. 3**: Relative density of Capercaillie faeces found during transects (n/km) in relation to season (June to October).*

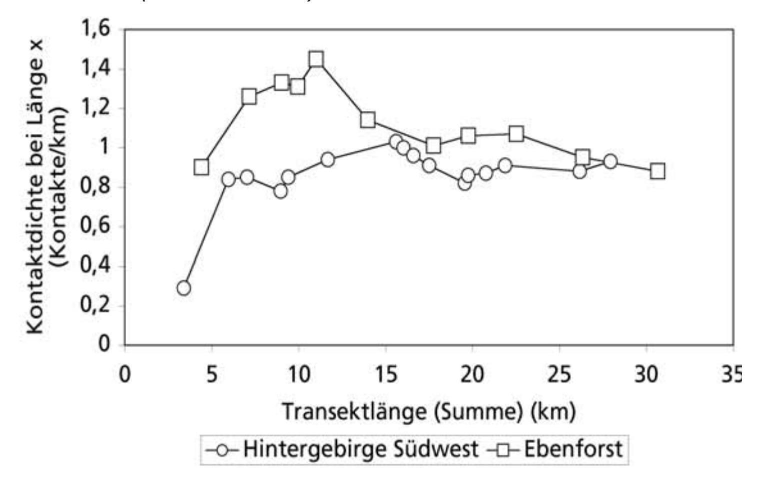


Abb. 4: Abhängigkeit der Kontaktdichte von der absolvierten Transektlänge in zwei untersuchten Teilpopulationen des Auerhuhns.
***Fig. 4**: Relative density of Capercaillie faeces found during transects (n/km) in relation to transect distance in two sub-populations. Values seem saturated after about 5-15 km of transects.*

IV. Die Populationsstruktur sollte ein Indikator für eine mögliche aktuelle Gefährdung der Population sein, und zwar ein Überwiegen von Hennen im Geschlechterverhältnis (vgl. KLAUS et al. 1986).

Die erste Arbeitshypothese ist nicht einfach zu testen, da andere Faktoren die gesuchte Struktur „Feindsicherheit" überlagern, wie warmes Kleinklima und Nahrungsreichtum (Beeren, Knospen, Insekten). Es ist sozusagen ein *trade off* zwischen Nahrungsdichte und Feindsicherheit zu erwarten: Bei exzellentem Nahrungsangebot sollte ein größeres Feindrisiko in Kauf genommen werden. Wir gehen aber davon aus, dass dieser *trade off* deutlich in Richtung Sicherheitsbedürfnis verschoben ist. Auch Literaturangaben weisen darauf hin, dass beim Fehlen einer bestimmten Nahrungspflanze eine Umstellung auf andere erfolgen kann (KLAUS et al. 1986).

Analyseebenen

Tiere wählen ihren Lebensraum nach verschiedenen räumlichen Maßstäben („*problem of scale in ecology*"). In dieser Untersuchung wurden folgende Maßstäbe berücksichtigt:

I. Mikrohabitat

Standortwahl des Individuums innerhalb des Ensembles eines Waldbestandes oder im Grenzbereich mehrerer Waldbestände. Diese Ebene wurde durch eine Aufnahme an Raufußhuhn-Fundpunkten im Gelände quantifiziert, die die Struktur in einem Bereich von ca. 30 m Umkreis beschrieb (s. Datenblatt).

II. Makrohabitat

Standortwahl des Individuums auf dem Niveau der Größe eines Jahres-Streifgebietes (beim Auerhuhn 1 bis > 5 km^2, beim Haselhuhn etwa 0,5 – 1 km^2; STORCH 1993, BERGMANN et al. 1996). Hierfür sind Parameter in einem Umkreis von 1-2 km von Belang. Das Makrohabitat wurde anhand der Waldbestandskarte 1:10.000 bewertet, woraus Altersphase, Bestandstextur, Altersverteilung, Flächenmosaik und Zerschneidungen entnommen wurden.

III. Population

Großräumige Verteilung von Vorkommenspunkten im Bereich lebensfähiger Subpopulationen, die einen Metapopulationsverband bilden. Hierfür sind Landschaftsbereiche von 100 km^2 bis 1000 km^2 zu betrachten.

Die Betrachtungsebene der Population ist sehr wichtig. Denn ein Individuum kann auch in schlechten Lebensräumen (*sink*-Habitaten) leben, die eigentlich Lebensraumfallen darstellen. Es ist schwer zu beurteilen, um welches Individuum es sich im einzelnen handelt. Auf Populationsebene können jedoch optimale Zentren und pessimale Randvorkommen am Verbreitungsbild

erkannt werden. Am wünschenswertesten wäre es aber, für Teilgebiete die Produktivität, und noch besser die Mortalität festzustellen. Darauf sollten sich zukünftige Untersuchungen konzentrieren.

Allgemeine Auswertung

In der vorliegenden Untersuchung ist davon auszugehen, dass die Datensätze für die meisten Fragestellungen voneinander abhängig sind: Ein Datensatz zum Habitat wurde aufgenommen, wenn der Aufnahmepunkt mindestens 100 Meter vom nächsten Punkt entfernt war. Da das Streifgebiet eines nordalpinen Auerhuhns etwa 1 bis > 5 km^2 misst, können etliche Aufnahmen vom gleichen Individuum stammen (STORCH 1993).

Übergeordnetes Ziel war es, ein homogenes Datenmaterial über die Lebensräume zu erfassen (vgl. MÜHLENBERG 1993). Deshalb wurde beachtet, welche Höhenstufen und Gebiete grundsätzlich in die Untersuchung eingingen (vgl. *stratified sampling*). Begangene Routen wurden kartographisch festgehalten.

In einem ersten Schritt sind Interkorrelationen zwischen den aufgenommenen Habitatparametern zu prüfen. Die Deckung der Zwergstrauchschicht hing erwartungsgemäß vom Kronenschlussgrad ab ($p < 0.001$, Abb. 1). Die Variation des Kronenschlusses erklärte allerdings nur 35 % der Variation der Zwergstrauchdeckung. Für die Deckung der Krautschicht insgesamt konnte dieser Zusammenhang überraschenderweise weniger gezeigt werden ($r_s = -0.20$, $p = 0.057$, $n = 94$, 2-tailed).

Als weitere Auswertung wäre ein Vergleich der Lebensraum-Parameter mit Zufallsdaten im Bereich der Transekte äußerst wünschenswert.

Spezielle Methoden Auerhuhn

Transektkartierung

Das Gesamtgebiet wurde linienförmig begangen (Transekt-Ansatz). Für die qualitative Erfassung des Vorkommens wurden überwiegend indirekte Nachweise genutzt (Abb. 2). Dabei wurde auch die Habitatstruktur quantitativ aufgenommen (siehe Erhebungsbogen). Im Einzelnen waren folgende Punkte von Relevanz:

- Spurenkartierung (Losung, Mauserfedern, Staubbadeplätze, Schneehöhlen, Laufspuren) durch Abgehen von Randlinien, die bekanntlich als Aufenthaltsort bevorzugt werden (KLAUS et al. 1986). Dies waren vor allem Schlagränder und Forststraßen. Die Losung hat beim adulten Hahn einen Durchmesser von 10-12 mm, bei der Henne von 8-9 mm, die Brutlosung ist knollenförmig und die fladenförmige Blinddarmlosung tritt meist an Schlafplätzen auf (Abb. 11 in KLAUS et al. 1986). Die Spurenkartierung erfolgte vor allem im Juli und August. Dadurch konnten auch Vorkommensteile mit Bruterfolg bestätigt werden.
- Nutzung des biphasischen Aktivitätsrhythmus, also der morgens und abends erhöhten Aktivität (KLAUS et al. 1986).
- Akustische Registrierung des polternden Fluggeräusches von einfallenden, auffliegenden oder territorial aktiven Vögeln.

Durch Transekte wurden auch relative Abundanzwerte ermittelt. Für diese quantitativen Aussagen werden im Folgenden wichtige Fehler-Einflussgrößen diskutiert.

In jeder Teilpopulation wurden etwa 10-30 km Transekte einmalig begangen. Dabei wurde nach Clustern von Losungen gesucht (vgl. W. SCHERZINGER in verb.). Dies wurde getrennt nach Spätwinter sowie Sommer durchgeführt.

Ab 5-15 km Transekt änderte sich die Nachweisdichte nur noch geringfügig, und zwar in einem Bereich von maximal 0,3 Kontakten/km. Dies entsprach etwa 2-6 absolvierten Teiltransekten. Diese Änderung ist im Vergleich zu den Unterschieden zwischen Teilgebieten (1 Kontakt/km) vernachlässigbar gering. Auch im Laufe des Sommers blieb die Nachweisdichte weitgehend konstant (Abb. 3, 4).

Gelegentlich gelangen Nachweise an unerwarteten Stellen. So in einem Buchenmischwald in einem steilen Nordhang auf 750 m Seehöhe (Zöbelgraben), oder in einem steilen, nordseitigen Fichtenstangenholz (nördlich Mieseck). Das zeigt, dass zumindest gelegentlich ein breites Spektrum an Waldformen aufgesucht wird. Insgesamt ist davon auszugehen, dass Funde in buchenreichen Wäldern gegenüber subalpinen, lichten Fichtenwäldern unterrepräsentiert sind. Grundsätzlich waren auch in Wäldern, die reich an Randlinien und kleinen Schlägen waren, Losungen, Federn und Huderpfannen leichter zu finden als in einförmigen Altbeständen.

Balzplatzzählungen

Für Erhebungen im Bereich der Balzplätze waren folgende Methoden relevant:

- Berücksichtigung von Meldungen einer lokalen Umfrage über die Lage von Balzplätzen.
- Losungs- und Spurenkartierung auf der Schneedecke.
- Verhören von flügelschlagenden und worgenden Vögeln in der Abenddämmerung.
- Versteckter Ansitz vor Beginn der Morgendämmerung. Dies erforderte weite nächtliche Anmarschwege durch den steilen Bergwald und metertiefen Schnee, und anschließendes unbewegtes Ausharren bei Frost. Die Alternative war ein Übernachten im Biwaksack, zum Teil auf Schneedecke. Die Nutzung

der frühesten Morgendämmerung war deshalb unumgänglich, weil der bald einsetztende laute Gesang der häufigen Singdrosseln und Rotkehlchen den Balzgesang des Auerhahns stets übertönte.

Die Hauptbalzzeit dauert oft nur etwa eine Woche (KLAUS et al. 1986). Im Nationalpark Kalkalpen war sie in der ersten Maihälfte anzusetzen. Im Jahr 2000 ergab sich durch das weitgehende Fehlen einer Übergangszeit zwischen Winter und Sommer eine besondere Situation. Während in der ersten Aprilhälfte noch ergiebige Schneefälle auftraten, setzte Ende April und Anfang Mai bereits sommerliche Witterung mit sehr hohen Temperaturen ein, wobei in Tieflagen nahezu + 30 °C erreicht wurden. In der Folge kam es auch zu einem schlagartigen Laubaustrieb. Wie es bereits der lokale Jägerspruch „Buchenlaub raus, Hahnenbalz aus" besagt, wurde dadurch die zur Verfügung stehende Erhebungszeit verkürzt: Offensichtlich waren die Balzplätze nur sehr kurz besetzt.

Totalerfassung

Es wurde versucht, in einem 322 km^2 großen Gebiet alle Auerhähne zu erfassen. Grundsätzlich wurden alle potenziellen Auerhuhn-Lebensräume begangen. Das waren alle teilweise lückigen Waldbestände mit einem Nadelholzanteil von mehr als 50 %, in einer Seehöhe von etwa 800 bis 1500 m.

Ein Teil der Gebiete wurde im April bei teilweiser Schneelage aufgesucht. Dabei wurde allen Fährten so weit als möglich gefolgt. Unter markanten Bäumen und Baumgruppen, besonders Buchen, wurde nach Losungen gesucht. Die übrigen Gebiete wurden im Sommer nachkartiert. Bei geringer Siedlungsdichte kann angenommen werden, dass ein Spuren-Cluster (Losungen, Mauserfedern, Huderpfannen) im Bereich von weniger als 100 ha einem Hahn entspricht (W. SCHERZINGER pers. Mitt., obwohl individuelle DNA-Analysen im Fichtelgebirge höhere Individuenzahlen ergaben, A. SPITZNAGEL pers. Mitt.). In der Regel lagen solche Einzelhahnen-Gebiete 1-3 km voneinander entfernt.

Die wenigen dichter besiedelten Gebiete (nördliches und südliches Hintergebirge) wurden mittels Synchronzählungen intensiver untersucht, wobei in der Morgendämmerung während der Balzzeit Behorchungen durch 3 Personen stattfanden. Im Gebiet sind großräumigere Wechsel zwischen Sommer- und Wintereinständen aufgrund der Topographie weniger wahrscheinlich. Mindestens drei untersuchte Hahnen-Aufenthaltsgebiete waren sowohl im Sommer als auch Winter recht exakt wiederbesetzt, bei mindestens einem konnte dies jedoch ausgeschlossen werden.

In einigen Fällen bestand Unsicherheit, ob ein oder zwei Hähne in einem Gebiet waren. Öfters handelte es sich dabei um vorjährige Hähne in der Nähe eines älteren Hahnes („Schneider"). In zwei Fällen konnte ein solcher Verdacht durch spätere Mauserfederfunde eindeutig verifiziert werden. Im Zweifelsfalle wurde ein Hahn als vermutet klassifiziert (deshalb die Bestandsangabe „44-54 Hähne/322 km^2").

Spezielle Methoden Birkhuhn

Im Unterschied zu den anderen waldbewohnenden Arten vereinfachte die Übersichtlichkeit des Lebensraumes die Erfassung, sieht man einmal von den sehr unangenehmen Latschenfeldern ab, die vor allem das Erbringern von Reproduktionsnachweisen erschwerten. Im Vergleich zum Auerhuhn erleichterten auch die weittragende Stimme und die längere Dauer der Balzzeit die Erhebungen. Für die Birkhuhnerfassung stellten sich die aufgrund der hochgelegenen Lebensräume langen Anmarschwege als die größere Herausforderung heraus. Die sommerliche Witterung im Mai 2000 hatte offensichtlich kaum einen Einfluss auf die Balzphase (N. PÜHRINGER).

Bei Balzplatz-Zählungen wurde angestrebt, bereits während der frühesten Morgendämmerung vor Ort anwesend zu sein. Es wurde versucht, alle Hähne an einem vermuteten Balzplatz zu registrieren. Wie beim Auerhuhn versuchten wir, den biphasischen Aktivitätsrhythmus zu nutzen, also die morgends und abends erhöhte Balzaktivität (GREMMELS 1990). Ebenso wurden bereits bestehende Kenntnisse über die Lage von Balzplätzen womöglich einbezogen. Im Falle ungünstiger Witterung wurden Zählungen wiederholt.

Von diesen Zählungen abgesehen, wurden bei Gelegenheit auch geeignete Habitate von gegenüberliegenden Bergen mit dem Spektiv abgesucht.

Ebenso wurden Feder- und Losungsbelege von möglichen Balzplätzen aufgesammelt. Wintereinstände wurden anhand der Losungshaufen in ausapernden Schneehöhlen kartiert.

Nachweisarten

Es konnten im Rahmen der eigenen Erhebungen 150 Birkhuhndaten gesammelt werden. Davon entfielen 61,3 % auf direkte Nachweise (optisch oder akustisch) und 38,7 % auf indirekte Nachweise. Von den indirekten Nachweisen entfielen 60,3 % auf Losungsfunde, 22,4 % auf Huderstellen, 10,3 % auf Mauserfederfunde, 5,2 % auf Spuren und 1,7 % auf Risse oder Rupfungen. Von 95 Beobachtungen konnte eine geschlechtliche Zuordnung getroffen werden, davon waren 74 Hahnen- Feststellungen und 21 Hennen- Beobachtungen.

Spezielle Methoden Haselhuhn

Ständige Erfassung durch sämtliche Nachweismethoden während aller Aufenthalte im Gebiet

- Kartierung von spontanem Gesang, spontanem Plittern, spontanem Burren, auffliegenden Vögeln, auch während der Auerhuhnkartierung. Dabei stellten sich die Zeiträume der Abend- und besonders Morgenstunden als am ergiebigsten heraus.
- Aufmerksames Absuchen der Straßenränder während Fahrten mit dem PKW. Haselhühner flogen öfters an Forststraßen auf, während sie bei Fußgängern wahrscheinlich eher frühzeitig wegliefen oder sich drückten. Die Fluchtdistanz schien im Allgemeinen gegenüber Fußgängern größer zu sein. Für künftige Erhebungen wäre zu überlegen, Forststraßen gezielt am Ende von Regenperioden zu befahren, da die Hühner dann die Traufenwirkung und Nässe der Vegetation meiden und die freien Stellen an den Forststraßen aufsuchen (W. STECHER in verb., analoge Eigenbeob. bei Fasan).
- Kartierung von Losungen, Mauserfedern und Huderpfannen, auch während der Auerhuhnkartierung. Federfunde ermöglichten es, eine Verwechslung von Losungen mit jungen Auerhühnern auszuschließen, da oft beide Arten im selben Habitat anzutreffen waren. Losung war im Winterhalbjahr auf dem Schnee gut zu sehen, besonders auffällig waren die großen Losungshaufen an ehemaligen Schlafhöhlen in Schneewächten. Einzellosungen waren aber auch regelmäßig im Sommerhalbjahr auf Baumstümpfen an Schlagrändern zu finden. Davon abgesehen, wurde an Wegrändern und Wurzelaufwürfen in geeigneten Habitaten nach Staubbadeplätzen gesucht. Diese wurden fallweise zu späteren Zeitpunkten erneut kontrolliert.
- In einigen Fällen wurden auch Meldungen (zumeist Sichtbeobachtungen) aus der Wildtierdatenbank, die von Mitarbeitern des Nationalpark Kalkalpen und der Nationalpark-Forstverwaltung in den Jahren 2000 bis 2002 vorlagen, in die Dichteberechnungen miteinbezogen.

Gezielte Kartierung kleiner Teilflächen mit Hilfe der Lockpfeife

(BERGMANN et al. 1996)

Das optimale Lockinstrument stellt die nordische Metallpfeife dar (SCHERZINGER pers. Mitt.); neben dieser wurde noch ein weiterer Pfeifchentyp (Faulhaber) verwendet.

Es wurden folgende Standardisierungen verwendet (vgl. SWENSON 1991, BERGMANN et al. 1996: 42):

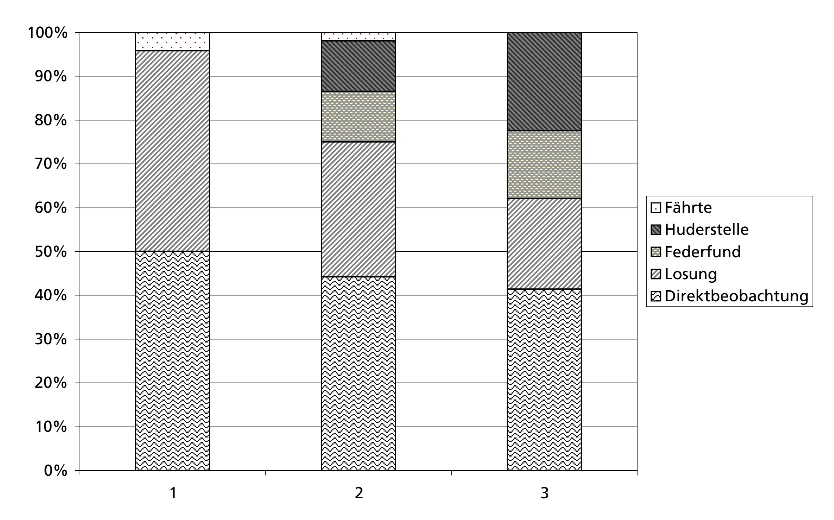


Abb. 5: Nachweismethoden beim Haselhuhn (Bonasa bonasia) im Nationalpark Kalkalpen 2000 – 2002. Mehrfachnennungen möglich. 1 = Jan.—April (n = 24), 2 = Mai—Aug. (n = 52), 3 = Sept. —Dez. (n = 58).
Fig. 5*: Different data types for registration of Hazel Grouse in the course of the year. First column: January-April (n=24); second column: May-August (n=52); third column: September-December (n=58). From top to bottom: tracks; dust baths; feathers; faeces; direct observation.*

- Die Kontrollpunkte hatten in mindestens 150 m Abstand zu liegen, jedoch war das Vorhandensein eines geeigneten Versteckes prioritär. Als Verstecke wurden Jungfichtenhorste, starke Baumstämme, Steilböschungen, Jagdkanzeln, Jagdhütten und die Hohlräume unter kleinen Wildbachbrücken genutzt, zum Teil in Kombination. In einigen Fällen führte es auch zum Erfolg, wenn der Beobachter unbeweglich an einen Baumstamm gelehnt und stehend die Lockstrophen vortrug.
- Zwischen den Kontrollpunkten war auf leise Fortbewegung zu achten, manche Individuen brachten aber auch, offenbar auf die menschlichen Trittgeräusche hin, spontanen Gesang.
- Nach Bezug des Kontrollpunktes war 5 – 15 Minuten ruhig zu verharren.
- Anschließend war 6 Minuten lange alle 30 Sekunden eine Strophe zu pfeifen, in Summe also 12 Strophen. Die Strophen sollten aber nur in gedämpfter Lautstärke imitiert werden, um einen jüngeren und damit unterlegenen Rivalen vorzutäuschen.
- Nach der letzten Strophe war noch 10–15 Minuten ruhig zu verharren, ehe der nächste Kontrollpunkt aufgesucht wurde. Auch eine akustische Reaktion des Hahnes erfolgte oft erst nach längerer Pause.
- Die Transektrouten wurden in unterschiedlichen Habitattypen gewählt, die nach ERBER et al. (2000) hauptsächlich in die Kategorien „bedingt geeignet“ und „geeignet“ fielen. Die Stufen „gut geeignet“ und „optimal“ waren dagegen nur in sehr kurzen Abschnitten vertreten. Großflächigere Laubholzverjüngungen oder Fichtendickungen waren in den meisten

Fällen zumindest abschnittweise vorhanden. Einige Routen lagen teilweise entlang von Bachläufen.
- Die Routen wurden in mehreren Etappen und zum Teil auch wiederholt begangen.
- Für jeden Bearbeiter wurden acht Kartierungstage pro Jahr veranschlagt. Als jahreszeitlich optimale Periode wurden September und Oktober gewählt, tageszeitlich erwiesen sich die Abend- und vor allem die Morgendämmerung als am besten geeignet. Reaktionen auf Locken erfolgten aber auch mehrfach in den Mittagsstunden.

In der Praxis erwiesen sich folgende Umstände als erschwerend:

- Die Nutzung der Morgenstunden war in vielen Fällen unmöglich, da von der Nationalparkverwaltung der genauen Erfüllung der Schalenwild-Abschussquote Priorität eingeräumt wurde. Unsere saisonal stark eingeschränkten Kartierungsperioden fielen außerdem in einigen Fällen mit einem 14-tägigen Jagdintervall im ausgewählten Transektgebiet zusammen. Das schränkte die zeitliche und räumliche Flexibilität der Bearbeiter erheblich ein.
- Langanhaltende Föhnperioden Ende September und Anfang Oktober mit starkem Wind, Geräuschpegel (Rauschen) oder Regen vermindern die Rufbereitschaft erheblich.
- Starker Laubfall wirkt sich ebenfalls negativ auf die Rufbereitschaft der Hähne aus.
- Das Auffinden geeigneter Kontrollpunkte, die dem Bearbeiter einerseits gute Deckung boten und andererseits gleichzeitig gute Aussicht auf die sich häufig lautlos nähernden Hühner.
- Eine stärkere Wasserführung der Bäche, die oft entlang der geeigneten Transektgebiete vorhanden waren, führte ebenfalls zu einem hohen Schallpegel (vgl. analoge Probleme bei Uhuerfassung im Bayerischen Wald, SCHERZINGER in verb.).
- Die akustische Stimulation funktionierte nur bedingt: In manchen Revieren waren die Vögel – trotz eindeutiger Hinweise auf ein besetztes Revier – nicht zu einer Reaktion zu bewegen. 2000 waren die Reaktionen gut, 2001 mäßig und 2002 sehr schlecht.

Deshalb wurde auch erfolgreich eine kombinierte Methodik praktiziert, die die Hühner am frühen Morgen mittels PKW-Fahrten entlang Forststraßen aufscheuchte (*flushing method*). Dies war natürlich nur möglich, wenn der Transekt entlang einer Forststraße verlief. Außerdem wurde versucht, durch Nachsuche in potenziell geeigneten Habitaten, bestehende Vorkommenslücken zu schließen.

An erfolgversprechenden Stellen wurde auch abseits der Transekt-Gebiete öfters mit dem Pfeifchen gelockt, um zusätzlich auch Zufallsfunde zu erhalten und dadurch einen besseren Überblick über die besiedelte Habitatpalette und die Höhenverbreitung zu bekommen. Am effektivsten waren Huderpfannen zu finden. Dabei war die durchschnittliche Home-Range-Größe von < 1 km^2, die Möglichkeit unterschiedlicher Streifgebiete von Hahn und Henne, und das Auftreten umherstreifender Einzelvögel kritisch im Auge zu behalten.

Die meisten Nachweise betrafen insgesamt direkte Kontakte und Losungen, die allerdings im Jahreslauf zugunsten von Huderstellen zurücktraten (Abb.7).

Die Transektrouten wurden in folgenden Gebieten gewählt (siehe Karte im Anhang):

Im Jahr 2000:
1. Vorderer Rettenbach: Lackerboden – Teufelskirche – entlang der Forststraße – Untere Pernkopfalm – Bartlertalhütte – Langer Graben – Gösserboden.
2. Gsol – Kogleralm.
3. Hinterer Rettenbach: Ortschaft Rettenbach – Rettenbachreith – Mehlboden – Gasser.
4. Leitersteig bis Laubkögerl – Eisboden.

Im Jahr 2001:
5. Haslersgatter – Augustinkogel – Groißn – Langfirst.
6. Wilder Graben – Fliegenluckenmauer – Sinnreitnerboden.
7. Bodinggraben – Lettneralm – Blumauer Alm – Haltersitz.

Im Jahr 2002:
8. Südlicher Größtenberg: Brandlsteig – Weingartalm – Schwarzkogel – Langmoos.
9. Wohlführeralm – Gugler – Zorngraben.
10. Holzgraben – Kreuzau – Dörflmoaralm – südl. Langfirst.

Artenvergleich

Das Gesamtgebiet wurde mit einer einheitlichen Methode begangen. Auf meist kilometerlangen Transekten wurden alle Teilgebiete entlang Grenzlinien, Kuppen und Graten begangen. Gelegentlich mussten auch einförmige Dickungen oder Buchenwälder durchquert werden. Dabei wurden abwechselnd Auerhuhn- und Haselhuhnhabitate frequentiert. Insgesamt wurden mehr als 200 km Transekte begangen. Innerhalb des Blickradius (ca. 20 m) wurde auf Spuren geachtet (Losungen, Federn, Huderstellen). Bei jedem Fund wurde ein Datenformular (s. an anderer Stelle) ausgefüllt.

Die Probeflächenkreis-Methode (vgl. LIESER 1994, SCHROTH 1994) hätte beim zur Verfügung stehenden Zeitbudget eine zu geringe Anzahl von Stichproben ergeben, da gerade beim Auerhuhn nur ein geringer Teil der Nationalpark-Fläche besiedelt war. Priorität hatte aufgrund des schlechten Vorwissens eine Totalerfassung des Bestandes.

Grenzen der Vergleichbarkeit sind vor allem bezüglich der Höhenstufen gegeben. Ingesamt wurden mehr Transekte in Auerhuhnhabitaten begangen, da bei dieser Art auch eine Totalerfassung angestrebt wurde. Deshalb sind Höhenlagen von 800 und 1400 Metern überrepräsentiert. Grundsätzlich war diese Höhenstufe jedoch auch regelmäßig vom Haselhuhn besiedelt.

Das Birkhuhn war im vorherrschenden latschenreichen, subalpinen Gelände durch Spurensuche schlecht bearbeitbar. Viele Nachweise wurden durch direkte Beobachtungen erbracht, oft aus beträchtlicher Entfernung. Deshalb waren die waldbewohnenden Arten Hasel- und Auerhuhn besser vergleichbar.

Wir gehen davon aus, dass ein Artenvergleich dennoch wichtige Aspekte zur Relevanz von Nahrung, Klima und Deckung bei den einzelnen Arten lehrt.

Quantifizierung des Habitatangebotes

Im gesamten Bereich des Nationalparks existiert ein standardisiertes, nahezu flächendeckendes Netz von Kontrollpunkten im Abstand von ca. 300 Metern, an dem umfangreiche Parameter vor allem zur Vegetation aufgenommen werden („Naturrauminventur"). Hier waren besonders folgende Aufnahmedaten von Interesse:

1. Heidelbeer-Deckungsgrad (10-stufige Skala)
2. Nadelholzanteile
3. Laubholzanteile
4. Altholz-Anteile
5. Kiefer-Anteile
6. Fichten-Anteile
7. Tannen-Anteile
8. Lärchen-Anteile

Weiters werden an zahlreichen Mess-Stationen Aufzeichnungen über Niederschlag und teilweise Temperatur geführt. Wir danken der Fa. BOGNER & LEHNER OEG für die Zurverfügungstellung der gewünschten Datenserien.

Alle vorhandenen Daten wurden auf detaillierten Karten sowie digital angefordert und dienten als Grundlage für diesbezügliche Aussagen.

Störung

Alle untersuchten bewaldeten Teilgebiete der Region wiesen noch großflächig ungestörte Bereiche auf. Dass unterschiedlicher Störungsdruck die großräumigen Abundanzunterschiede bei Auerhuhn und Haselhuhn nicht erklären konnte, war derart offenkundig, dass dieser Frage im Weiteren nicht nachgegangen wird. Lokal können Habitate durch Störung natürlich entwertet werden, und die zukünftige Situation ist angesichts des zunehmenden Tourismus völlig offen. Beim Birkhuhn ist die Situation etwas anders einzuschätzen, da die Habitate (Almen) für den Tourismus bereits gegenwärtig attraktiv sind, sodass bei dieser Art Störung ein größeres Gewicht zukommt.

Prädation

Beutelisten von Greifvögeln unterscheiden sich je nachdem, ob die Beutereste durch systematische Aufsammlungen am Horst oder abseits davon gewonnen wurden (*load size effect*, SONERUD 1992). Je nach Verhältnissen können größere Beutetiere abseits der Horste über- oder unterrepräsentiert sein (NEWTON 1986, STEINER 1998). Deshalb werden hier die Ergebnisse beider Methoden diskutiert. Während der hier untersuchten Brutzeit ist jedenfalls damit zu rechnen, dass hauptsächlich kleinere Beutetiere an den Horst getragen wurden. Für den Winter ist bekannt, dass vor allem vogeljagende Greifvogelarten größere Beutetiere greifen.

An den Horsten wurden die üblichen Methoden angewandt (NEWTON 1986, WATSON 1997, STEINER 1998 u.a.). Alle erreichbaren Beutereste wurden sorgfältig aufgesammelt und anhand einer Vergleichssammlung bestimmt.

Determinierung von Prädatoren abseits von Horsten:

Im Gelände einzeln gefundene Rupfungen wurden als von Greifvögeln stammend bezeichnet, wenn sie unbeschädigte Federkiele aufwiesen (UTTENDÖRFER 1939). Waren die Kiele wie mit einer Schere abgeschnitten, so wurde der Prädator als Raubsäuger klassifiziert.

Im Zuge der Begehungen wurden auch direkte Beobachtungen von Greifvögeln mit Ort und Seehöhe festgehalten (meist Mäusebussard und Sperber), ebenso wie Fuchs- und Marder-Losungsfunde (vgl. WEBBON et al. 2004). Auf Bettelrufe flügger Greifvögel hin wurden Nachsuchen nach Horsten gestartet.

Schließlich lieferten standardisierte winterliche Fährtenkartierungen der Nationalparkverwaltung Hinweise auf das Vorkommen von Fuchs und Marder, deren Vergleichbarkeit durch das sehr heterogene Gelände allerdings stark erschwert war. So variierte allein die Schneehöhe und damit die Chance von Fährtenkontakten in Abhängigkeit von der Seehöhe von 0,5 bis über 2 Meter.

Tab. 2: Anzahl unsystematisch gemeldeter Auerhuhn-Balzplätze in Teilgebieten des Nationalparks und dessen Umgebung bis max. 4,5 km Entfernung. Nach Befragungs-Daten von F. Reiterer und J. Erber, bezogen auf den Zeitraum 1980 – 1999.
***Tab. 2**: Numbers of known Capercaillie leks in different areas of the study area from different sources, based on requests (no systematic fieldwork). They represent available information before the start of the systematic investigation.*

Gebiet	Auerhuhn-Balzplätze
Sengsengebirge Nordwest: Steyrtal bis Hopfing	7
Sengsengebirge Nordost: Hopfing bis Krumme Steyrling	6
Sengsengebirge Südwest: Steyr bis Budergrabensteig	10
Sengsengebirge Südost: Budergrabensteig bis Rumpelmayrbach	1
Reichraminger Hintergebirge Nord: Krumme Steyrling – Jaidhaus – Gr. Weißenbach – Großer Bach – Föhrenbach – Trämpl – Bodinggraben	17
Reichraminger Hintergebirge Südwest: Bodinggraben – Steyrsteg – Rumpelmayrbach – Haslersgatter – Rosenau – Rußgraben – Hanslgraben – Sitzenbach – Hetzgraben – Hohe Stiege – Großer Bach	10
Reichraminger Hintergebirge Südost: Annerlsteg – Hochkogel – Plaißabach/Bläckerboden – Hochzöbel – Hochkogel/Lärchkogel – Quenkogel – Schwarzkogel – Laussabaueralm – Hochsur – Mitterberg – Zeitschen – Langfirst	23
Summe	**74**

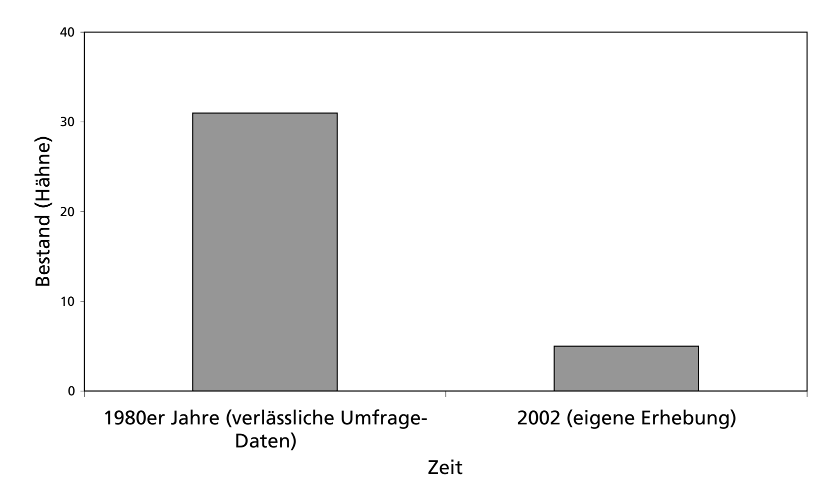


Abb. 6: Auerhuhn-Abnahme in Teilgebieten des Nationalparks, für die Kenntnisse vorliegen. Teilgebiete Siebenstein, Spitzberg, Göritz, Größtenberg, Zeitschenberg, Spannriegl-Gebiet.
***Fig. 6**: Decline of Capercaillie in 6 areas of "Kalkalpen" National Park.*

Ergebnisse

Auerhuhn

Historische Entwicklung

Die Fachliteratur stellte sich als einzige wissenschaftlich brauchbare Methode heraus, um verlässliche Aussagen zur Areal- und Bestandsentwicklung in den vergangenen 20 Jahren zu machen. Allerdings existierten diesbezüglich nur überregionale, ältere Übersichten für Oberösterreich.

Angaben aus der Jagdstatistik wären erst bei wesentlich größeren Stichproben von statistischer Sicherheit.

Die Befragung erbrachte nur wenige quantitative Einschätzungen mit großer zeitlicher Streuung, die Vergleiche und Trendangaben erschwerte. In einigen Fällen wurden jedoch auch genauere Informationen dargeboten, die allerdings nur auf lokaler Ebene verwertbar waren.

Überregionale Entwicklung

Das Auerhuhn und das Birkhuhn waren in Oberösterreich am Beginn des 20. Jahrhunderts in den Tieflagen noch regional verbreitet, wie etwa im Inn- und Hausruckviertel. Diese Vorkommen sind seit Jahrzehnten erloschen (MAYER 1967). In den letzen Jahrzehnten starben Auerhühner aber auch in den Mittelgebirgslagen aus. Dies betraf den Kobernaußer Wald und die meisten Gebiete im Mühlviertel. Im Böhmerwald sind die Populationen zurzeit allem Anschein nach unmittelbar am Erlöschen.

Nur ausgedehnte höhere Lagen über 1000 m weisen noch größere Vorkommen auf. Dies betrifft in Oberösterreich das Alpengebiet. Der stetige Rückgang ist bis heute nicht zum Stillstand gekommen. Auch in den Alpen erfolgte ein Rückzug aus den tieferen Lagen. Die Tatsache einer Schrumpfung des randalpinen Areals ist unbestreitbar (vgl. MAYER 1991). Diese Aussagen gelten auch für die Nationalparkregion (MAYER 1997).

Naturwissenschaftlich formulierte, quantitative Aussagen über den Status von Populationen und Ände-

Tab. 3: Bestandsveränderungen balzender Auerhähne seit den 1980er Jahren im Nationalpark-Gebiet (vgl. Karte im Anhang).
***Tab. 3**: Changes in numbers of lekking capercaillies in 6 areas of Kalkalpen National Park between the 1980ies and 2001/2002.*

Gebiet	Fläche	Quelle	Bestand 1980er Jahre (Hähne)	Bestand 2001-2002 (Hähne)
Siebenstein	5 km²	Datenbank Nationalpark (u.a. Befragung Reiterer, Kittinger, weitere Daten Schoißwohl)	3	1
Spitzberg	6,4 km²	Poherzesky in verb. (ehem. ÖBF-Berufsjäger)	7	2
Göritz	0,6 km²	W. Stecher in verb.	3	0
Größtenberg-Schwarzkogel	2,8 km²	W. Stecher in verb.	10	0
Zeitschenberg	2,1 km²	Ch. Fuxjäger, B. Sulzbacher in verb.	5	1
Spannriegl-Gebiet	3,1 km²	Datenbank Nationalpark (u.a. Befragung Reiterer, Kittinger, weitere Daten Schoißwohl)	3	0
SUMME	**20 km²**		**31**	**5**

rungen des Status existierten bisher nicht. Im Besonderen fehlen abgesicherte Daten zu Abundanz, Produktivität, Mortalität, Fragmentierung, Metapopulationen oder Habitatwahl.

Nationalpark

STRAKA (1994, 1996) publizierte Auerhuhn-Feststellungen von folgenden Orten im Hintergebirge: In der mittelmontanen Stufe (ca. 700 – 1200 m) am Wasenriedl im Buchen-Tannen-Fichten-Wald am 21.5.1994 1 Weibchen, und am Kienrücken am 6.7.1995 ebenfalls im Buchen-Tannen-Fichten-Wald ein rufendes Männchen. In der hochmontanen Stufe (ca. 1200 – 1450 m) am Brandlsteig/Größtenberg am 4.8.1993 in altem Fichten-Lärchen-Wald 1 Weibchen, im Gipfelbereich des Almkogels (16.7.1992) und am Wasserklotz (17.7.1992) Mauserfedern, und am Luchsboden/Boßbrettkogel randlich von Almweiden am 6.7.1995 Losungsfunde eines Männchens.

Revierförster W. STECHER gibt an, dass vor einigen Jahrzehnten in einem Revierteil im nordwestlichen Hintergebirge noch zahlreiche Auerhähne beim Abend-Einfall „auf einen Streich" erlegt werden konnten (in verb. 1999). Diese Situation ist heute undenkbar, der einschlägige Balzplatz scheint gerade zu verwaisen; die Altholzbestände wurden hier stark fragmentiert.

Derselbe Gewährsmann, der etwa bis zu Beginn der 1990er Jahre intensivere Revierbegehungen durchführte, bezifferte den Bestand im Bereich des nördlichen Hintergebirgs-Plateaus auf etwa 20 Hähne auf 6 km^2. In einem heute ebenfalls verwaisten Gebiet im zentralen Hintergebirge sollen es etwa 10 gewesen sein. Ansonsten gab es in seinem Revier (nördliches Hintergebirge) kaum Vorkommen. Wichtige Habitate waren Himbeerschläge und während der späteren Mauserzeit die höhergelegenen Heidelbeerschläge.

Der vormalige Berufsjäger der Österreichischen Bundesforste, Hr. POHERZESKY, gibt für das Gebiet westlich Ramsau ein ehemaliges Vorkommen von 5-7 Hähnen an, wo heute mit hoher Wahrscheinlichkeit nur noch ein bis zwei Hähne vorhanden sind.

Beerensammler konnten im Sommer 2000 auf einem Heidelbeer-Schlag unmittelbar unterhalb einer Alm im nördlichen Hintergebirge etwa 20 Auerhühner auffliegen sehen (Mitteilung an A. SCHMALZER). Möglicherweise handelte es sich um mehrere vereinigte Gesperre.

Zu Beginn des Projektes existierte eine Übersichtskarte über balzende Birk- und Auerhähne vor allem aus den 1980er Jahren. Die aktuelle, genaue Lage aller Balzplätze im Gebiet musste durch die Bearbeiter von Grund auf erarbeitet werden.

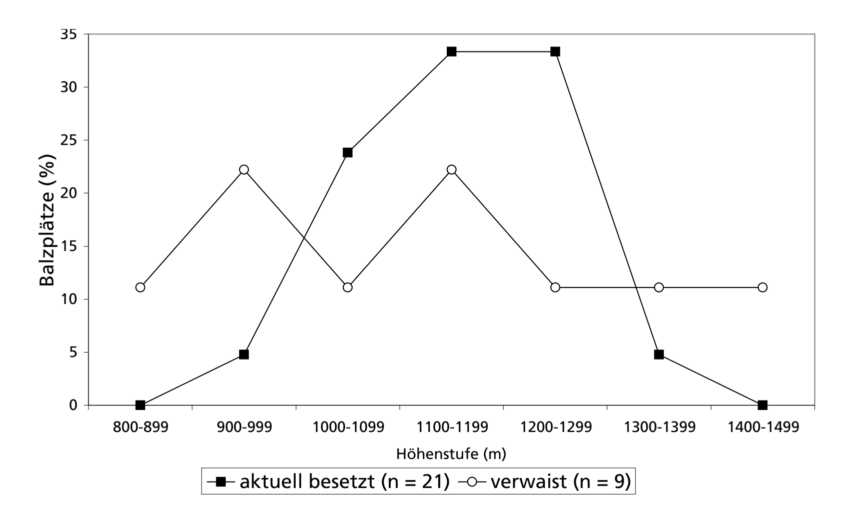


Abb. 7: Höhenlage verwaister und aktuell besetzter Auerhuhn-Balzplätze (n = 30).
Fig. 7*: Altitudinal distribution of former (open dircles) and of actual (full squares) Capercaillie leks.*

Umfangreichere Jägerbefragungen zu Auerhuhn und Birkhuhn wurden bisher zum Großteil von F. REITERER und J. ERBER durchgeführt (Tab. 2). Zu beachten ist, dass sich viele „Balzplätze" auf einzelne balzende Hähne beziehen, und durch Verlagerungen Mehrfachzählungen zustande kommen konnten. Man könnte versuchen, aus diesen Daten auch noch aufschlussreiche Informationen über die mittleren Seehöhen und die mittlere Distanz der Balzplätze zu gewinnen.

Die Anzahl von 74 bekannten Auerhuhn-Balzplätzen im Nationalpark-Archiv erscheint auf den ersten Blick als grosse Datenfülle. Durch das Fehlen zeitlicher Bezüge benachbarter Fundpunkte, die große zeitliche Streuung und das Fehlen von Angaben über Negativnachweise sind jedoch kaum quantitative Aussagen ableitbar.

So ist beispielsweise bekannt, dass sich Auerhuhn-Balzplätze im Laufe weniger Jahre um mehrere Hundert Meter verlagern können, benachbarte Streudaten beziehen sich jedoch auf einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren. Damit sind Doppelzählungen nicht ausschließbar. Namentlich auf einer Bergkuppe im nördlichen Hintergebirge ist anzunehmen, dass die 5 – 7 Meldungen balzender Hähne entlang der Forststraße auf einen einzigen, in der Vorbalzzeit noch mobilen Hahn zurückzuführen sind.

Ausagen über Bestandsveränderungen kann in Zukunft ein standardisiertes, systematisches Monitoring bringen.

Aus der vorhandenen Datenlage kann ein Vergleich zu den aktuellen Erhebungen gezogen werden. Vor allem die fehlende neuere Bestätigung alter Balzplätze weist darauf hin, dass die Auerhuhn-Bestände seit den 1980er Jahren weiter abgenommen haben (Tab. 3, Abb. 6).

Tab. 4: Verwaiste und bestätigte Auerhuhn-Balzplätze, die im Archiv des Nationalpark Kalkalpen aufschienen (Zeitbezug meist 1980er und Beginn 1990er Jahre).
***Tab. 4**: Confirmed, new and abandoned Capercaillie leks with altitude (m) in the study area.*

Bezeichung des Balzplatzes	2000-2002 bestätigt	2000-2002 neu festgestellt	2000-2002 verwaist	Seehöhe
1	X			900 m
2	X			1000 m
3		X		1100 m
4		X		1250 m
5		X		1220 m
6		X		1250 m
7	X			1250 m
8	X			1140 m
9			X	1150 m
10	X			1000 m
11	X			1100 m
12			X	1400 m
13			X	880 m
14			X	950 m
15			X	900 m
16	X			1250 m
17	X			1200 m
18	X			1130 m
19	X			1160 m
20	X			1320 m
21	X			1080 m
22	X			1040 m
23	X			1140 m
24			X	1000 m
25			X	1100 m
26			X	1280 m
27			X	1300 m
28	X			1270 m
29		X		1050 m
30		X		1140 m

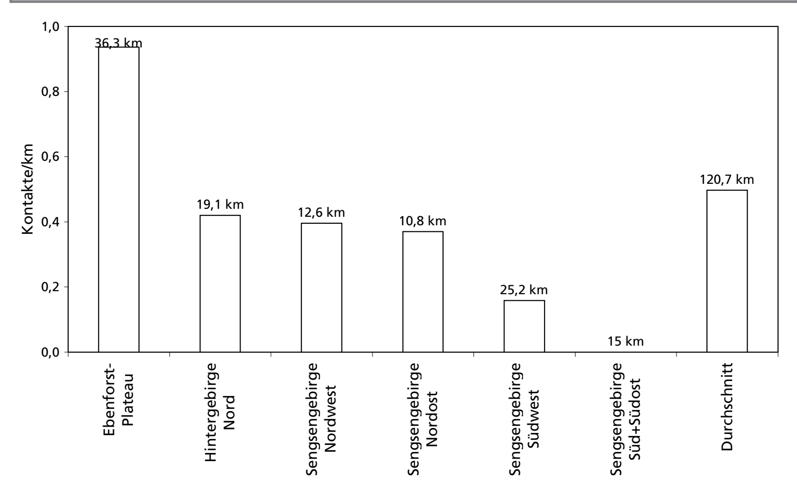


Abb. 8: Relative Spätwinterdichten beim Auerhuhn in 6 Subpopulationen. Die Kilometerwerte bezeichnen die gesamten Transektlängen in den Teilgebieten. Ein höheres Kiefervorkommen führte zu keiner Erhöhung der Winterdichte. Winterlosungs-Transekte Auerhuhn, n = 60 Kontakte/120,7 km, Nachweisdichten: Balken, Kiefer-Index: Linie.
***Fig. 8**: No relation between abundance of Pine Pinus sp. and Capercaillie was found.*

Was ist nun der Grund für die deutliche Abnahme?

In 4 Gebieten wurden die Altholzbestände stark reduziert (Kahlschläge und/oder Windwürfe): Spitzberg, Göritz, Größtenberg-Schwarzkogel und Zeitschenberg. Ein ähnlicher Rückgang ist in naher Zukunft auch dort zu erwarten, wo gegenwärtig die Altholzbestände schon stark fragmentiert sind, wie auf einer Bergkuppe im nordwestlichen Hintergebirge. In den übrigen 2 Gebieten kam es zu keiner Veränderung der Waldstruktur. Das heißt, dass hier andere Faktoren wirken müssen.

Nicht verwaiste Balzplätze wurden vor allem in mittleren Höhenlagen bestätigt (Abb. 7). Ein Rückgang fällt besonders im südlichen und westlichen Sengsengebirge auf. Da hier gegenwärtig nur noch sehr spärliche Nachweise gelangen, ist ein mittelfristiges Aussterben denkbar. Eine Veränderung der Waldstruktur, wie eine Reduktion von Altholzbeständen, war zumindest im südlichen Sengsengebirge kaum gegeben, könnte aber im nordwestlichen Sengsengebirge eine Rolle gespielt haben.

Möglicherweise nahm die Fuchsdichte in tieferen Lagen als Folge der Tollwutimmunisierung zu. Auch I. STORCH nimmt an, dass der Auerhuhn-Rückzug aus tiefen, talnahen Hangwäldern darauf zurückgeführt werden könnte. Zusätzlich könnte ein steigendes Nahrungsangebot für die Fuchspopulation wirken, ausgelöst durch Wiesendüngung und Eutrophierung mit folgender Mäusezunahme, oder mehr Abfälle an menschlichen Siedlungs- und Aufenthaltsgebieten. Zukünftige Forschung sollte sich aus diesem Grund auf die Prädationsproblematik konzentrieren.

Verwaiste Auerhuhn-Balzplätze liegen vor allem im südwestlichen und westlichen Sengsengebirge (Tab. 4). Dies deutet auf großräumig wirkende Effekte hin.

Aktuelle Verbreitung

Karten mit der detaillierten Darstellung aller Vorkommen befinden sich im Anhang und sind digitalisiert (Nationalpark-GIS).

Die Datenlage legt die Interpretation nahe, dass beim Auerhuhn eine fragmentierte Population vorliegt. Es können distinkte Teilpopulationen unterschieden werden, wobei der Kontakt innerhalb einer Teilpopulation deutlich wahrscheinlicher ist als zwischen Teilpopulationen. Zwischen den Teilpopulationen herrscht allerdings noch regelmäßiger Kontakt. Dieser Kontakt wird jedoch von der relativen Lage und Größe der Teilgebiete beeinflusst. Das Überleben der Teilpopulationen wird, abgesehen von Immigration und Emigration, von ihrer Produktivität und Mortalität beeinflusst (klassische Metapopulationseffekte, vgl. HANSKI & GILPIN 1997).

In den einzelnen Gebieten im Großraum des Nationalparks konnten folgende meist durch Täler abgrenzbare Teilvorkommen unterschieden werden:

Nördliches Sengsengebirge: 2
Südwestliches Sengsengebirge: 2
Südliches und südöstliches Sengsengebirge: 1
Nördliches Hintergebirge: 4
Südwestliches Hintergebirge: 1 (sehr weitläufig)
Südliches Hintergebirge: 1 (sehr weitläufig)
Östliches Hintergebirge: 3

Großräumiges Umfeld

Im **Norden** schließen außerhalb des Nationalpark-Bereiches noch kleine Populationen am Hirschwaldstein (etwa 3 Hähne, anonyme Mitt., 2003 bestätigt), am Gaisberg-Buchberg (2002 und 2007 bestätigt) und auf der Hohen Dirn (anonyme Mitt.) an.

Im **Süden** befindet sich ein 2003-2005 bestätigtes Vorkommen am Tamberg. Ebenfalls 2003 wurde auf den Hutterer Böden ein stärkeres Vorkommen bestätigt. Erst noch weiter südlich im Bereich des südöstlichen Warschenecks bestehen weitere starke Bestände, die 2003 kartiert wurden. Mittlere bis kleinere Vorkommen existieren auf den Vorbergen der Haller Mauern, besonders im Bereich Schwarzkogel-Tannberg (2002, 2003, 2004 und 2007 bestätigt).

Im **Osten** bestehen mäßige Vorkommen vom Almkogel bis zur Bodenwies.

Im **Westen** besteht ein kleines Vorkommen im Bereich nördlich und westlich der Kremsmauer (2002/2003 bestätigt); außerdem im Bereich westlich von Steyrling (1993, neuerdings von H. UHL bestätigt), nördlich des Kleinen Priel sowie auf der Kasberg-Ostflanke (2003 kartiert).

Negativnachweise

Für eine profunde Aussage ebenso wichtig sind Negativnachweise, die auf fehlende oder höchstens sporadische Vorkommen hindeuten. Solche wurden an folgenden Orten erbracht:

- Kreuzeck-Hirscheck-Mosereck (historisches Vorkommen bekannt)
- Tiefergelegene Bereiche des Klausgrabens/Polzalpe
- Vorderreuterstein-Ackermäuer/Nördliches Sengsengebirge
- Siebenstein/Nordwestliches Sengsengebirge
- Brettstein/Südwestliches Sengsengebirge
- Zentrales südliches Sengsengebirge
- Bärenkogel/Große Klause
- Falkenmauer
- Hetzgraben-Hetzmauer-Schmalzleiten-Graßlalm
- Prefingkogel
- Gamsstein

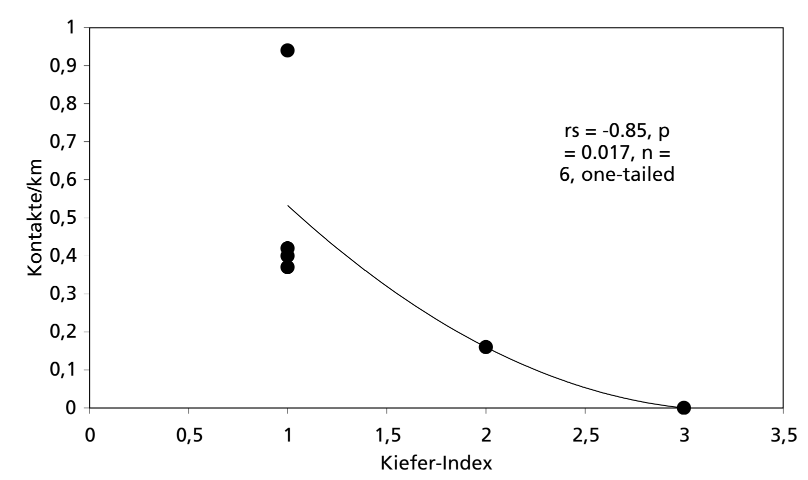


Abb. 9: Winterlosungs-Transekte Auerhuhn, n = 6 Gebiete (60 Kontakte/120,7 km). Mit zunehmendem Kiefern-Anteil nimmt die Auerhuhn-Dichte signifikant ab. Das legt nahe, dass dem Nahrungsangebot andere Faktoren übergeordnet sind.
Fig. 9*: Scatterplot pine-index versus Capercaillie density (contacts/km) in 6 areas.*

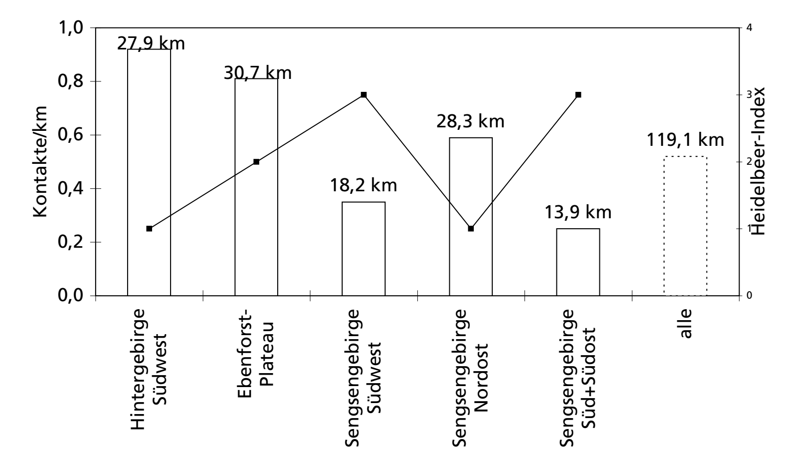


Abb. 10: Relative Sommerdichten beim Auerhuhn in 6 Subpopulationen. Die Kilometerwerte bezeichnen die gesamten Transektlängen in den Teilgebieten. Ein höheres Heidelbeervorkommen führte zu keiner Erhöhung der Dichte. Sommerlosungs-Transekte Auerhuhn, n = 66 Kontakte/119,1 km, Nachweisdichten: Balken, Heidelbeer-Index: Linie.
Fig. 10*: No relation between abundance of bilberry and Capercaillie was found.*

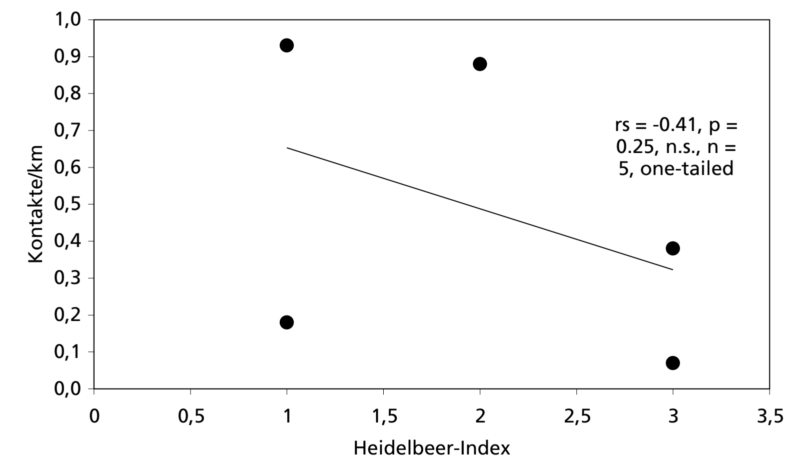


Abb. 11: Abhängigkeit der Auerhuhn-Sommerdichte vom Heidelbeer-Vorkommen. Sommerlosungs-Transekte Auerhuhn, n = 5 Gebiete (66 Kontakte/119,1 km).
Fig. 11*: Scatterplot bilberry-index versus Capercaillie density (contacts/km) in 5 areas.*

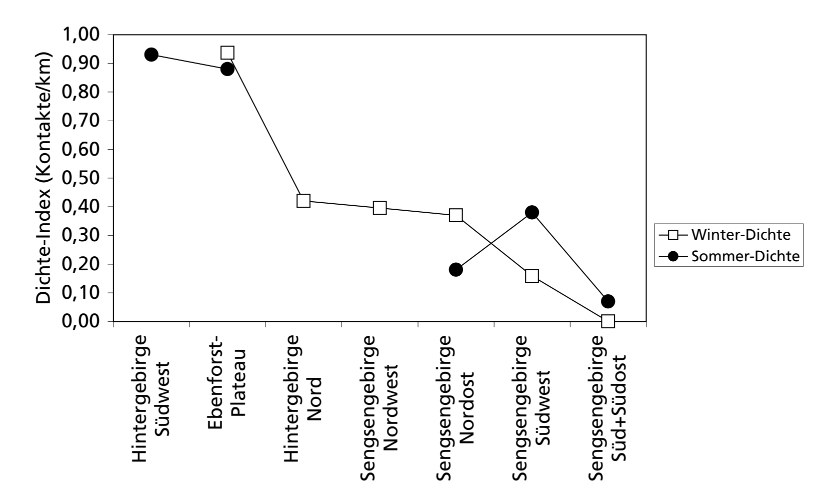


Abb. 12: Gegenüberstellung von relativen Sommer- und Winter-Dichten des Auerhuhns in 4 Teilgebieten. Nur im südwestlichen Sengsengebirge konnten im Sommer etwas mehr Hühner festgestellt werden.
Fig. 12*: A comparison of summer density (filled circles) and winter density (open squares) in 7 areas (measured by contacts/km) shows similar values.*

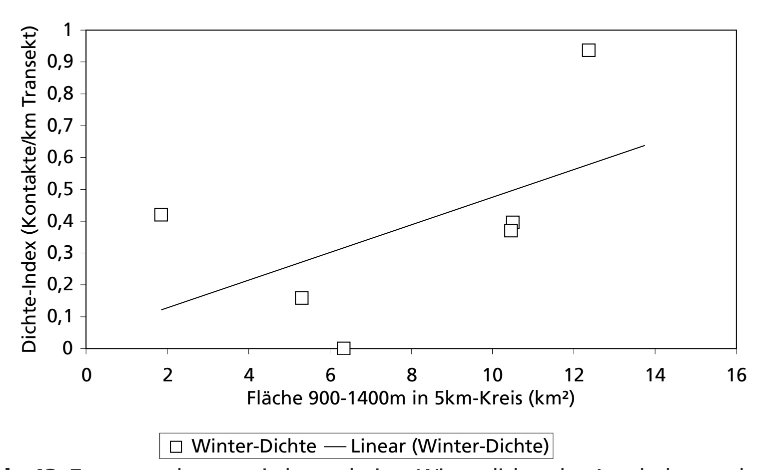


Abb. 13: Zusammenhang zwischen relativer Winterdichte des Auerhuhns und potenzieller Habitatfläche (Höhenlage 900-1400 m). Subpopulation (ca. 20 km²)
Fig. 13*: Relative winter densities of Capercaillie in relation to potential habitat area (calculated as area between 900 m and 1400 m above sea level in a circle of 5 km).*

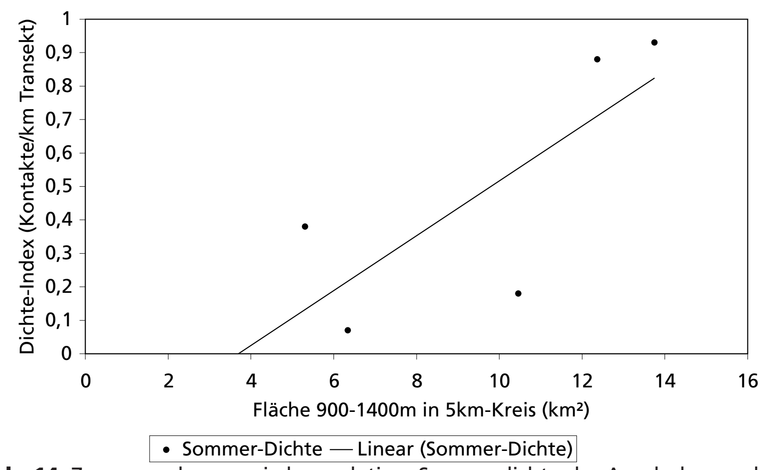


Abb. 14: Zusammenhang zwischen relativer Sommerdichte des Auerhuhns und potenzieller Habitatfläche (Höhenlage 900-1400 m). Subpopulation (ca. 20 km²)
Fig. 14*: Relative summer densities of Capercaillie in relation to potential habitat area (calculated as area between 900 m and 1400 m above sea level in a circle of 5 km).*

Die Verbreitung des Auerhuhns erklärt sich maßgeblich durch großflächige Höhenlagen zwischen 900 und 1400 m. Die schmale Ausdehnung dieser Zone kann Randeffekte etwa durch Prädationsrisiko potenzieren und somit zum weitgehenden Fehlen im südlichen Sengsengebirge beitragen (vgl. Karten im Anhang). Eine Ausnahme bildet das zu buchenreiche zentrale Hintergebirge.

Die fragmentierte Auerhuhn-Population kann auch in Relation zu Ausbreitungsbarrieren gesetzt werden. Diese Barrieren führen zu einer Isolierung des südlichen Sengsengebirges und können das dortige Fehlen mit erklären. *Source-sink*-Bewegungen führen wahrscheinlich von starken zu schwachen Vorkommen (s. Karten im Anhang).

Populationsdichte mit Angaben über Populationsstruktur und Fortpflanzungserfolg

Populationsdichte

Die Dichte des Auerhuhns erreichte auf einer Plateaulage im nördlichen Hintergebirge 17-19 Hähne/12,2 km². Dies entspricht 13,9-15,6 Hähnen/10 km². In diesen Wert sind zwei während der Vorbalz umgekommene Hähne eingerechnet, deren Reste und Rupfungen gefunden wurden. Dabei handelte es sich zum einen um einen Raubsäugerriss und zum anderen wohl um eine Adlerrupfung. Im nächsten Jahr wurden beide Hähne jedoch ersetzt. Das genannte Plateau weist die höchste Auerhuhn-Abundanz in einem Umkreis von mindestens 10-15 km um den Nationalpark auf.

Im Nationalpark-Gebiet wurden auf 322 km² insgesamt 44-55 Hähne gezählt. Dies entspricht 1,4-1,7 Hähnen/10 km². Darin sind Flächen über der Waldgrenze und Laubwälder der Tieflagen eingerechnet. Wir gehen davon aus, dass nur wenige Hähne übersehen wurden. Mit der Möglichkeit kurzfristiger Bestandsanstiege infolge niederschlagsarmer Frühsommer, wie etwa 2003, ist jedoch zu rechnen.

Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden in den 1970er Jahren etwas geringere Dichten festgestellt. Dort wurden 4,5 Hähne/10 km² auf 33 km² Bergfichtenwald ermittelt. Im Bergmischwald waren es 0,6 Hähne/10 km² auf 77 km² (SCHERZINGER 1976; in verb.).

Winterlosungs-Transekte ergaben relative Dichten von 0 bis 0,94 Kontakten/km (Abb. 8). Ein höheres Kiefervorkommen führte zu keiner Erhöhung der Winterdichte. Das heißt, dass neben dem Nahrungsangebot entscheidende übergeordnete Faktoren existieren müssen.

Eine graphische Darstellung veranschaulicht die relativen Spätwinter-Dichten des Auerhuhns (Abb. 8). Es wird deutlich, dass die Sengsengebirgs-Südseite nur sehr schwache Vorkommen aufweist. Außerdem liegen die bisher untersuchten Schwerpunkt-Vorkommen außerhalb der Nationalpark-Grenzen.

Der Zusammenhang mit dem Kiefern-Vorkommen war nicht positiv, sondern sogar signifikant negativ (Abb. 9).

Sommerlosungs-Transekte ergaben relative Dichten von 0,07 bis 0,93 Kontakten/km (Abb. 10). Ein höheres Heidelbeervorkommen führte zu keiner Erhöhung der Sommerdichte. Diese Gesetzmäßigkeit galt sogar innerhalb von Teilgebieten: Im südwestlichen Sengsengebirge bestanden die meisten Auerhuhn-Vorkommen auf Schlägen mit nur sehr geringem Heidelbeerwuchs. Dagegen wurden keine Nachweise auf Heidelbeerschlägen im Bereich Kogleralm erbracht. Diese Schläge waren weder zu groß noch zu stark geneigt. Ähnliches galt für einen Bereich im nordwestlichen Hintergebirge. Das bestätigt die Aussage bezüglich Wintervorkommen, dass neben dem Nahrungsangebot entscheidende übergeordnete Faktoren existieren müssen.

Eine graphische Darstellung veranschaulicht die relativen Sommer-Dichten des Auerhuhns (Abb. 10). Die Aussage zur Winterdichte, dass die Sengsengebirgs-Südseite nur sehr schwache Vorkommen aufweist, wird bestätigt. Etliche Schwerpunkt-Vorkommen liegen außerhalb der Nationalpark-Grenzen beziehungsweise reichen deutlich über diese hinaus.

Es konnte großräumig keine signifikante Abhängigkeit der Sommerdichte vom Heidelbeer-Vorkommen festgestellt werden (Abb. 11). Das legt nahe, dass die Heidelbeere als Nahrungspflanze ersetzbar ist oder dass dem Nahrungsangebot andere Faktoren übergeordnet sind.

Sommer- und Winterdichten waren in den einzelnen Teilgebieten ähnlich (Abb. 12).

Nachdem das Nahrungsangebot die Dichte-Unterschiede nicht erklären konnte, stellt sich die Frage nach alternativen Ansätzen. Eine erste Antwort liefert eine Betrachtung der vorhandenen potenziellen Habitatfläche von 900-1400 m Seehöhe (Abb. 13, 14). Jene Teilgebiete, in denen diese Flächen zu klein oder zu fragmentiert waren, wiesen auch eine geringere Auerhuhn-Dichte auf. Das ist plausibel, weil die Möglichkeit bestehen sollte, dass in einem Teilgebiet mehr als Einzelexemplare leben. Ansonsten können in viel geringerem Maße Fortpflanzungspartner gewonnen werden.

Die Frage ist, warum gerade diese Höhenlagen ausschlaggebend sein sollen. Abgesehen von geeigneten lichten Waldformen, könnte in höheren Lagen das Klima ungeeignet werden. In zu tiefen Lagen könnte die Prädatorendichte zu hoch sein.

Tab. 5: Balzgruppen-Größen beim Auerhuhn auf verschiedenen Balzplätzen.
***Tab. 5**: Numbers of displaying cocks at different Capercaillie leks in the study area.*

Ort	Anzahl Hähne
1	1
2	4
3	1
4	2
5	1
6	1
7	1
8	1
9	1
10	1
11	1
12	1
13	1
Durchschnitt 1,3 (n = 13)	

Tab. 6: Geschlechterverhältnis an Balzplätzen.
***Tab. 6**: Sex ratios at Capercaillie leks.*

Balzplatz	Jahr	Hennen	Hähne
1	2001	3	2
2	2002	5	1
Summe		**8**	**3**

Populationsstruktur

Balzgruppengröße

Die Balzgruppen beim Auerhuhn umfassten meist nur einzeln balzende Hähne. Einmal wurden 4 Hähne festgestellt, später hier auch 6 (C. Fux = Jäger, mdl. Mitt.) (Tab. 5). Im Mittel betrug der Wert 1,3 Hähne/Balzplatz (n = 13).

Für die Größe einer Balzgruppe ist weniger die Struktur des Balzplatzes selbst verantwortlich, sondern die Größe des geeigneten Lebensraumes in einem weiteren Umkreis, wie etwa der Altholzanteil. Diesbezügliche Korrelationen sind bei größeren Datenmengen zu erwarten.

Geschlechterverhältnis

Zu den geeignetsten Methoden zur Feststellung des Geschlechterverhältnisses beim Auerhuhn zählen vollständige Erhebungen an den Balzplätzen während der

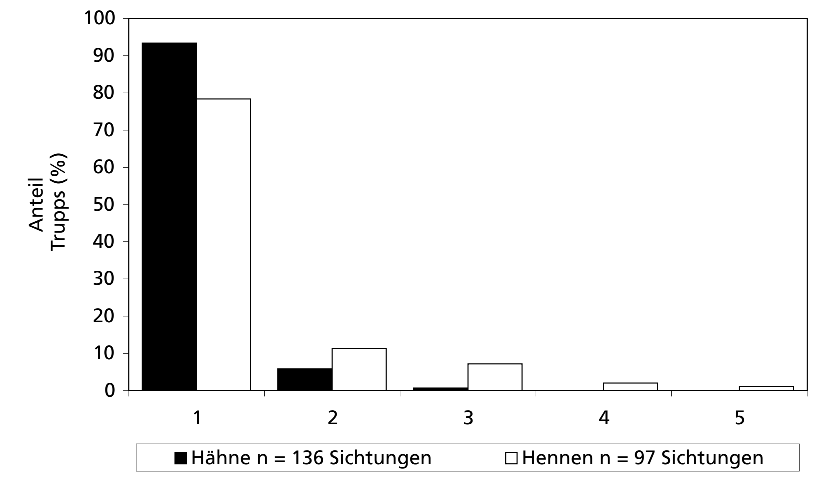


Abb. 15: Auerhennen treten in größeren Trupps auf als Auerhähne.
***Fig. 15**: Group sizes of Capercaillie hens (open columns) and cocks (filled columns).*

Tab. 7: Anteil erfolgreich führender Auerhennen im Sommer.
***Tab. 7**: Proportions of Capercaillie hens with and without young during summer.*

Direkte Beobachtung von Auerhennen Juli-August	n	führend	ohne Junge
2000	6	5	1
2001	4	1	3
2002	5	2	3
Summe	**15**	**8**	**7**

Hauptbalzzeit. Diese erstreckt sich über einen sehr kurzen Zeitraum. Hennen erscheinen erst gegen Ende der Balzzeit stärker auf den Balzplätzen und besuchen mehrere Balzplätze, was auch für jüngere Hähne gilt. Hähne zeigen nur bei optimalen Witterungsverhältnissen Balzaktivität und damit Zählbarkeit. Aus diesen Gründen sind diesbezügliche Untersuchungen enorm zeitaufwändig. Deshalb wäre hierzu ein großer, gut geschulter Mitarbeiterstab notwendig.

Bisherige Daten weisen auf einen Hennenüberschuss hin. Auf 1 Hahn kommen 2,7 Hennen (Tab. 6). Unter natürlichen Verhältnissen ist mit einem ausgeglichenen Geschlechterverhältnis zu rechnen. Hennenüberschüsse weisen auf einen ungesunden Populationsstatus, beziehungsweise auf eine zurückgehende Population hin. Möglicherweise sind auch noch Nachwirkungen der bis zur Nationalparkgründung (1997) üblichen Hahnenjagd zu spüren.

Mit Hilfe anderer Methoden lässt sich nur sehr schwer auf das Geschlechterverhältnis schließen.

In Losungsfunden zur Balzzeit überwiegen wahrscheinlich Hähne, da vermutete Balzplätze verstärkt bearbeitet wurden. Andererseits sollten sich um diese Zeit auch die Hennen dort aufhalten. Im Sommer halten sich Hähne bekanntlich eher in Althölzern auf, während Hennen eher offene Bereiche bevorzugen. Deshalb könnten in Sommerlosungen Hennen überproportional erfasst worden sein.

Bei Direktbeobachtungen fallen Hähne möglicherweise stärker auf als Hennen und sind deshalb auch hier überrepräsentiert, besonders bei Zufallsbeobachtungen durch Nationalpark-Mitarbeiter.

Die statistische Chance von Mauserfeder-Funden wird von Habitatpräferenzen, Suchmethode, Größe und Färbung der Federn beeinflusst. Bisher wurden mehr Hennenfedern gefunden.

Huderpfannen-Konzentrationen wurden 15 x von Hähnen, 13 x von Hennen und 9 x von beiden Geschlechtern benutzt (n = 37).

Das Geschlechterverhältnis von männlichen zu weiblichen Vögeln betrug in Auerhuhn-Gesperren 2:4, 0:3, 2:1 und 0:5. Das ergibt im Durchschnitt 0,3 Hähne auf eine Henne (n = 17 Junge).

Insgesamt wurden Hennen in größeren Trupps beobachtet als Hahnen (Abb. 15). So flogen im April 2002 4 Hennen aus einem Schlafbaum eines Grates im südlichen Hintergebirge ab.

Fortpflanzungserfolg

Der Bruterfolg kann anhand des Verhältnisses von führenden zu nicht führenden Hennen im Sommer abgeschätzt werden, da man davon ausgehen kann, dass alle Hennen einer Population eine Brut beginnen. Die vorliegenden Daten ergeben einen Bruterfolg von 53,3 % (n = 15, Tab. 7).

Trotz der kleinen Stichprobe augenfällig sind die starken Unterschiede zwischen 2000 und 2001. Das gilt auch für die Schwerpunkt-Untersuchungsfläche im nördlichen Hintergebirge, wo zusätzlich ausgewertete Spuren das Bild bestätigten (Jungendmauserfedern, Jungen-Huderpfannen). Hier wurden 2000 6 durchwegs führende Hennen registriert, 2001 dagegen 5 Hennen ohne Junge und nur 2 Stellen mit Bruterfolg kalkuliert.

Im Jahr 2001 herrschte in der ersten Junihälfte Dauerregen und Kälte. Dies ist ein bekannter, plausibler Grund für starke Reproduktionsausfälle. Zusätzlich könnte ein augenscheinlich geringerer Mäusebestand zu erhöhtem Prädationsdruck geführt haben, was aber hier nicht beurteilt werden kann und gezielt untersucht werden müsste.

Reproduktionsnachweise beim Auerhuhn gelangen in den nachfolgend aufgeführten Teilgebieten. Sehr nahe benachbarte Gebiete können sich unter Umständen auf dieselben Familienverbände beziehen, da die Hennen als Strategie der Prädatorenvermeidung große Strecken zurücklegen.

1. Nördliches Sengsengebirge: Am 27.7.2000 Fund von Jugendmauser-Gefieder. R. MAYR konnte ebenda im Juli/August zunächst 5 Junge beobachten, die höchstwahrscheinlich dieser Brut zuzuordnen waren. Im August traf er dann eine Henne in Begleitung von drei diesjährigen Vögeln an, die offensichtlich bis zum Erwachsenenstadium überlebt hatten. 2001 wurde hier abermals eine Henne in Begleitung eines Jungvogels beobachtet (A. SCHMALZER). 2002 beobachtete B. SCHÖN in der Nähe dieses Gebietes eine Henne mit 5 Jungen.
2. Nördliches Hintergebirge: Am 6.7.2000 befanden sich mindestens 3 über vierwöchige Jungvögel unter Farnen, während die Henne auf einem Baumstumpf gegen Kolkraben trutzte. In unmittelbarer Nähe wurden am 8.8. und 31.8.2000 an einer Sandbadestelle Jugendmauser-Gefieder sichergestellt. Nach Mitteilung von Herrn FAHRNGRUBER wurden Ende August

2000 zwei diesjährige Hähne in Begleitung eines adulten Hahnes gesichtet, und am 29.8.2000 ein diesjähriger in Begleitung eines adulten.

3. Nordöstliches Hintergebirge I: Am 8.8.2000 wurden ein Hahn, eine Henne und 6 Jungvögel an einer Forststraßenböschung nachgewiesen. Wahrscheinlich dieselbe Familie wurde auch von Herrn FAHRNGRUBER mehrmals beobachtet (gleiche Jungenzahl, bis in Bereich Nr. 2). Am 31.8. wurden Jugendmauserfedern von mindestens 3 Individuen an 3 – 4 Huderstellen gesammelt.

4. Nordöstliches Hintergebirge II: Im Juli und August 2000 wurde eine Henne mit 4-5 Jungvögeln auf einem Schlag beobachtet (Mitt. Hr. FAHRNGRUBER). 2002 eine Jungvogel-Rupfung.

5. Nördlichstes Hintergebirge im NP.: Am 8.8.2000 wurde eine Henne mit drei Jungvögeln in einem *Rubus*-Bestand angetroffen.

6. Nordwestliches Hintergebirge I: Mehrfach Funde von Küken-Huderpfannen; 2001 ein Jungvogel-Riss.

7. Nordwestliches Hintergebirge II: 2002 eine führende Henne.

8. Südöstliches Sengsengebirge: Am 20.8.2000 wurden Jugendmauserfedern sichergestellt.

9. Südwestliches Hintergebirge: In diesem Bereich wurden im Jahr 2000 auf über 5 Schlägen massive Losungskonzentrationen festgestellt, die wahrscheinlich von Familientrupps stammen (Schlagränder als Jungenhabitate). Außerdem wurde im Juli/August 2000 ein Familientrupp gesehen (Mitt. Hr. SCHOIßWOHL). Am 30.8.2000 wurde wahrscheinlich ein diesjähriger Hahn nachgewiesen.

10. Südöstliches Hintergebirge I: 2002 Jugendmauser-Feder.

11. Südöstliches Hintergebirge II: 2002 mehrfach Jugendmauser-Federn sowie eine direkte Beobachtung durch Ch. FUXJÄGER.

12. Zentrales Hintergebirge: 2002 Jungen-Losung und Dunen.

13. Nördliches Hintergebirge außerhalb NP.: Gesperrebeobachtung 2002 (HIRNER, HUBER in verb.).

14. Nordöstliches Sengsengebirge: Gelegefund 2001 (STECHER in verb.).

Somit ergeben sich als Brutgrößen 1, 2, 3, >3, 4-5, 5, 5 und 6. Diese Werte sind aufgrund unterschiedlichen Alters nicht direkt vergleichbar. Sie beziehen sich auf halbwüchsige Junge im Juli und Anfang August. Besser vergleichbar wären fast ausgewachsene Jungvögel kurz vor der Familienauflösung.

Jungeführende Hennen hielten sich überwiegend in halboffenen Habitaten mit dichter Bodenvegetation auf. Dies kann als Schutzstrategie gegenüber Luftfeinden interpretiert werden. Solche Habitate waren der Gras- und Krautbewuchs an Forststraßenrändern oder kleinere Schläge. Dazu wurden auch Dickungen genutzt, wie im Jahr 2002 im nordwestlichen Hintergebirge.

Zur Abrundung des Bildes sollen auch Brutnachweise aus der Zeit vor dem Jahr 2000 aufgeführt werden. Einer ist von der Sengsengebirgs-Südseite bekannt (1990er Jahre, mdl. Mitt. B. SCHÖN). Das Habitat betraf einen Waldrand an einer 500 x 200 m großen Wiesenlichtung, auf der sich alte Gebäude befinden. Die Höhenlage betrug nur etwa 750 m. Im weiteren Gebiet gibt es lichte Kiefernwälder mit dichten Zwergstrauch-Beständen.

Im nördlichen Sengsengebirge, wo auch 2000 und 2001 Brutnachweise gelangen, wurde Ende der 1990er Jahre ein Neuner-Gelege entdeckt. Es befand sich im unterwuchsarmen Altholz unter einer säbelformigen Lärche. Aufgefunden wurde es im Zuge von Holzfällungsarbeiten für den Eigenbedarf durch den Bewirtschafter der Feichtaualm. Obwohl die Henne vom Gelege gescheucht wurde, kehrte sie bald wieder darauf zurück. Allerdings wurde das Gelege nach wenigen Tagen wohl von einem Fuchs geplündert (Mitt. R. MAYR). Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass der Fuchs den menschlichen Spuren nachging.

Für das Management ist daraus zu folgern, dass während der Brutzeit (Mai bis Juni) keine Holzarbeiten mehr durchgeführt werden sollten.

Habitat

Die Verbreitung zeigt mit zunehmender Höhe eine kontinuierliche Zunahme. Nachweise gelangen regelmäßig ab 800 m Seehöhe. Über 1300 m nahmen die Kontakte rasch ab (Abb. 16).

Südöstliche und südliche Expositionen wurden am häufigsten genutzt (Abb. 17).

Trotz des geringen Angebotes gelangen die meisten Funde im Bereich von Geländekuppen und im oberen Hangbereich (Abb. 18).

Bei den Waldentwicklungsphasen nutzten Hennen mehr Schläge und Jungholz-Dickungen als Hähne (Abb. 19).

Im Winter wurden Auerhühner eher in Althölzern und Bestandsmosaiken festgestellt als im Sommer (Abb. 20).

Ein mittlerer Kronenschlussgrad von 51-75 % wurde vom Auerhahn im Mittel stärker genutzt (Abb. 21).

Im Sommer waren die Unterschiede deutlicher: Hennen hielten sich stärker in ganz offenen und ganz dichten Beständen auf (Abb. 22).

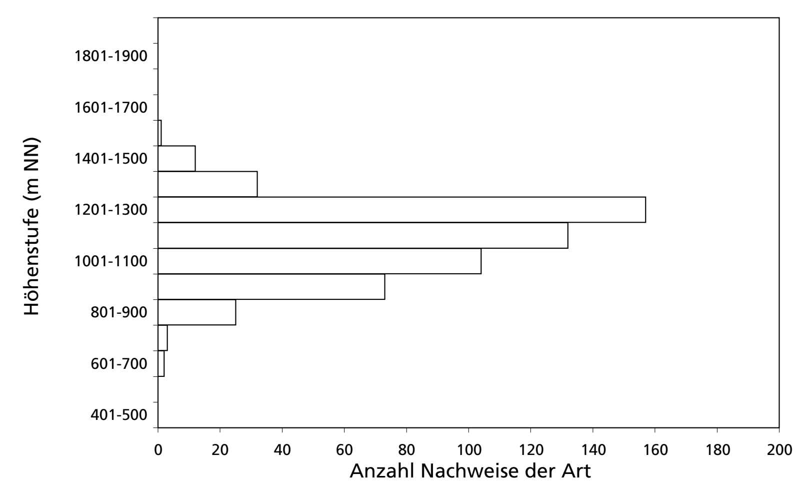


Abb. 16: Verteilung der Auerhuhn-Nachweise auf Höhenstufen (nicht nach Angebot korrigiert). Absolute Fundzahlen Wildtierdatenbank, ohne Doppelzählungen, n = 541.
Fig. 16*: Absolute numbers of Capercaillie records according to altitude.*

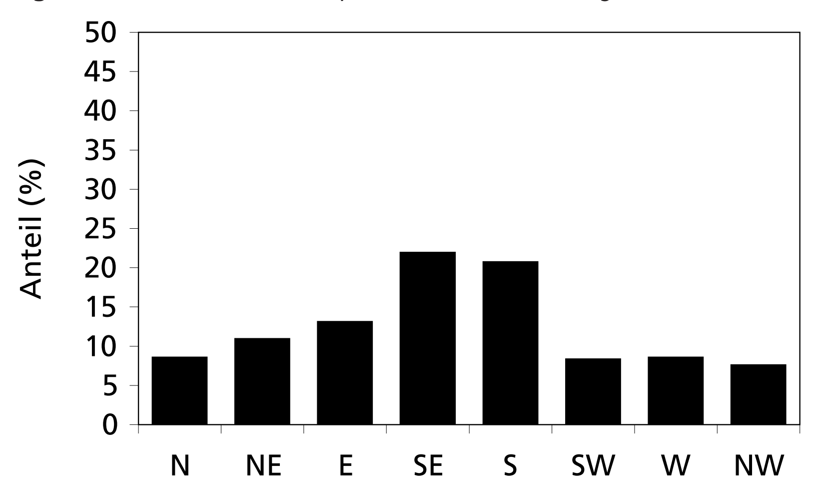


Abb. 17: Festgestellte Nutzung von Expositionen beim Auerhuhn. Erstnachweise auf Transekten n = 419.
Fig. 17*: Exposure of Capercaillie records.*

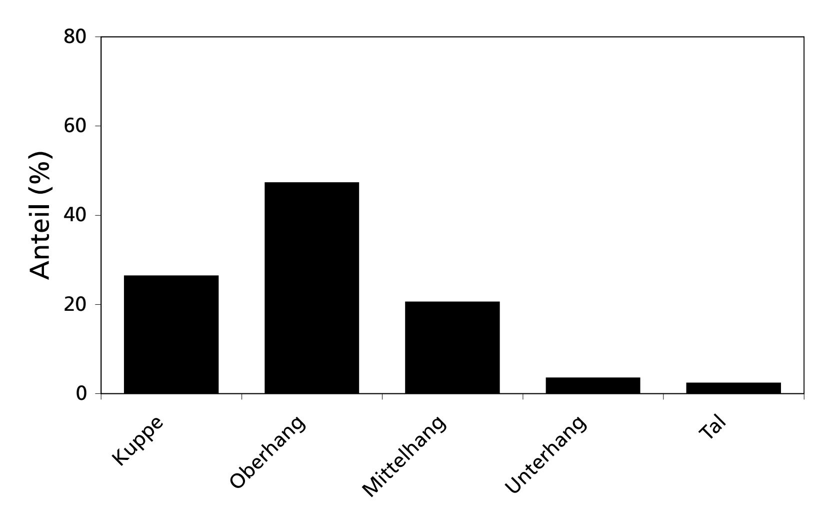


Abb. 18: Nutzung von Geländeformen durch Auerhühner. Erstnachweise auf Transekten n = 258.
Fig. 18*: Capercaillie records at different types of landscape surface. Kuppe = top of hills, Oberhang = higher slope, Mittelhang = central slope, Unterhang = lower slope, Tal = valley.*

Im Winter dagegen verhielt es sich umgekehrt: Hennen waren in den dichtesten Beständen (Abb. 23).

Erwartungsgemäß war auch die Krautschicht bei Hennen deckender ausgeprägt (Abb. 24).

Ein Kronenschlussgrad unter 50 % war im Sommer stärker vertreten. Hier spielt jedoch auch die Erfassungsmethode eine Rolle (Abb. 25).

Im Vergleich zum Baumarten-Angebot im gesamten Nationalpark (Naturraum-Inventur) bevorzugten Auerhühner Fichte und Lärche und mieden die Rotbuche (Abb. 26).

Birkhuhn

Historische Entwicklung

Das Birkhuhn war in Oberösterreich am Beginn des 20. Jahrhunderts in den Tieflagen noch regional verbreitet, wie etwa im Inn- und Hausruckviertel. Diese Vorkommen sind seit Jahrzehnten erloschen (MAYER 1967). Für die Entwicklung der Moor-Populationen Salzburgs und Oberösterreichs finden sich Angaben bei WOTZEL (1967) und MAYER (1967).

Die Schrumpfung des Birkhuhn-Areals wird von SCHMALZER (1988) detailliert für das ehemals geschlossene Verbreitungsgebiet im Mühlviertel beschrieben. In Böhmen wurde der langfristige Rückgang in den letzten zwei Jahrzehnten auf Meliorationen sowie die Zunahme von Wildschwein und Fuchs zurückgeführt (HERTEL & JÄGER 1995).

In voralpinen Vorkommen wurden in der Schweiz deutliche Bestandsrückgänge am Arealrand in den letzten zwei Jahrzehnten festgestellt (HESS 2000). Starke Bestandsschwankungen wurden in alpinen Birkhuhnvorkommen im Aostatal im letzten Jahrzehnt nachgewiesen (BOCCA 2000).

Für das eigentliche Untersuchungsgebiet gibt es eine bemerkenswerte historische Angabe für das Sengsengebirges von ZEITLINGER, der erwähnt, dass es um 1927 wieder einige Birkhühner nach längerem Fehlen im Sengsengebirge gab (MAYER 1997). MAYER (1967) gibt für die Mitte der 1960er Jahre eine Bestandsschätzung für das südliche Sengsengebirge von 30-40 „Paaren“ nach Angaben von lokalen Beobachtern und Förstern an. Dies kann als ein Hinweis auf starke Bestandsfluktuationen und Arealschwankungen in diesem Gebirge gedeutet werden.

In den letzten Jahrzehnten waren einige vorgelagerte Gebiete, wie etwa nördlich der Kremsmauer (N. PÜHRINGER, mdl.), oder der Schoberstein bei Molln (Mitte der 1980er Jahre 3-4 Hähne balzend), nur in Jahren mit Populationsdruck im Sengsengebirge kurzfristig in geringer Individuenzahl besiedelt (FUXJÄGER, mdl.). Am Schober-

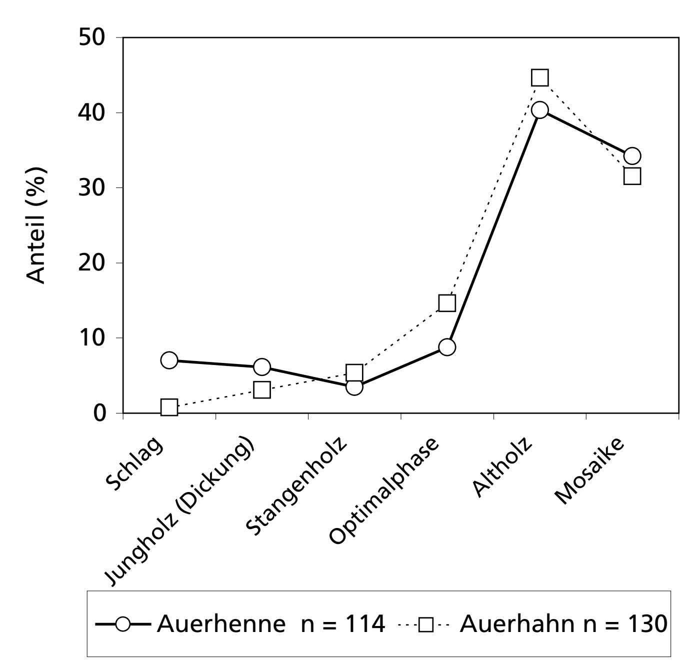


Abb. 19: Nutzung von Waldentwicklungsphasen durch Auerhenne und Auerhahn. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 19**: Use of forest successional stages by Capercaillie. Hens = circles, cocks = squares. Schlag = clearcut, Altholz = old growth forest.*

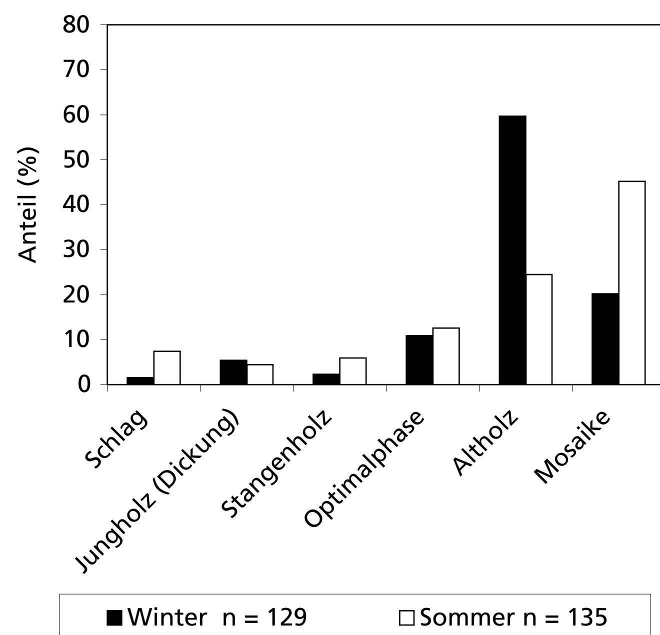


Abb. 20: Nutzung von Waldentwicklungsphasen im Winter und im Sommer. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 20**: Use of forest successional stages by Capercaillie during winter (filled symbols) and during summer (open symbols). Schlag = clearcut, Altholz = old growth forest.*

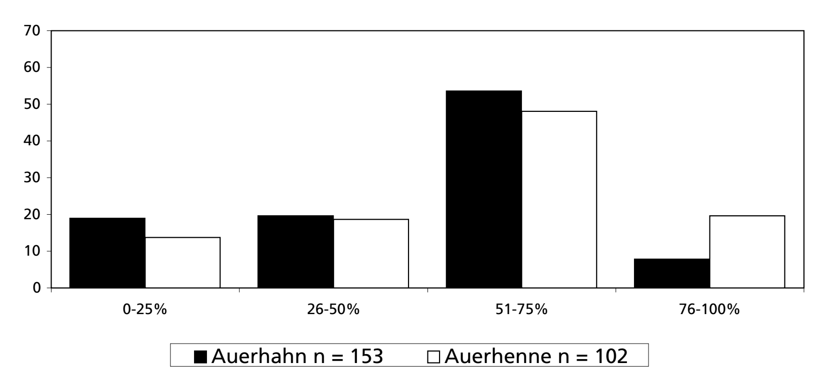


Abb. 21: Unterschiedliche Bevorzugung des Kronenschlussgrades bei Auerhahn und Auerhenne. Erstnachweise auf Transekten (November – Mai).
***Fig. 21**: Different use of canopy closure by male (filled symbols) and female (open symbols) Capercaillie.*

stein kam es seither zu keiner Wiederbesiedlung mehr. Lokal wurde das wiederholte Auftreten von Einzelvögeln durch übermäßigen Abschuss beendet (Kremsmauer).

Für das Gebiet des Nationalpark Kalkalpen liegen aus den letzen zwei Jahrzehnten nur unsystematische Angaben vor. Da das Birkhuhn noch bis Anfang der 1990er Jahre bejagt wurde, gibt es für bestimmte Birkhuhnbalzplätze Angaben. So wurde der Balzplatz nördlich des Sengsengebirges von 3 bis 5 Hähnen besucht (W.Stecher mdl.).

Angaben im Zeitraum der Brutvogelkartierung in Österreich 1981-1985 finden sich für das Untersuchungsgebiet für den Bereich des Sengsengebirges auf der Haidenalpe, dem Schillereck und dem Gamskogel.

Für den Zeitraum 1992 bis 1999 gibt es Angaben über Birkhuhnvorkommen durch systematische Kartierungen in ausgewählten Gebieten oder durch Begehungen (Stadler 1994, Straka 1994). Sie betreffen 8 Bereiche des gesamten Sengsengebirgs-Kammes sowie der nördlichen Vorberge, und 4 Gebiete aus dem Reichraminger Hintergebirge.

In einer vorliegenden Karte der Balzplätze im Nationalparkgebiet wurden 34 Lokalitäten mit Balzplätzen oder Balzbeobachtungen der letzten Jahrzehnte gesammelt. Dabei beziehen sich oft mehrere Angaben über Balzplätze auf ein Vorkommen. Diese Gebiete wurden im Rahmen der Untersuchung auch kontrolliert.

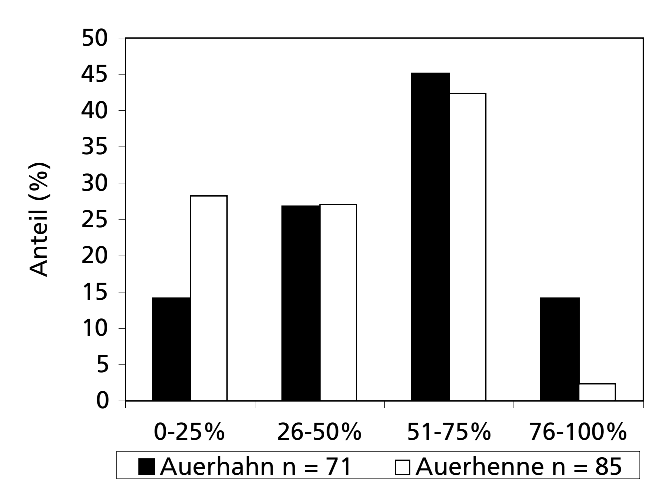


Abb. 22: Sommerlicher Kronenschlussgrad bei Auerhahn und Auerhenne. Nur Erstnachweise auf Transekten (Juli–Sept.).
***Fig .22**: During summer (July–September), female Capercaillie use more open stands than males. This can be interpreted by the sex-specific predator spectrum.*

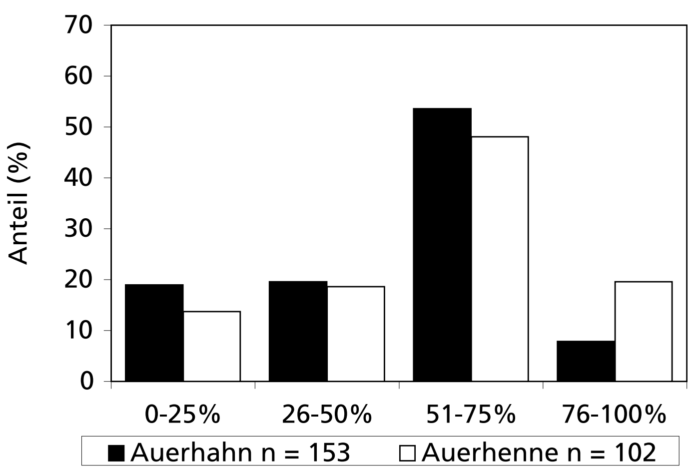


Abb. 23: Winterlicher Kronenschlussgrad bei Auerhahn und Auerhenne. Erstnachweise auf Transekten (November–Mai).
***Fig. 23**: Different use of canopy closure by male (filled symbols) and female (open symbols) Capercaillie during winter (November–May).*

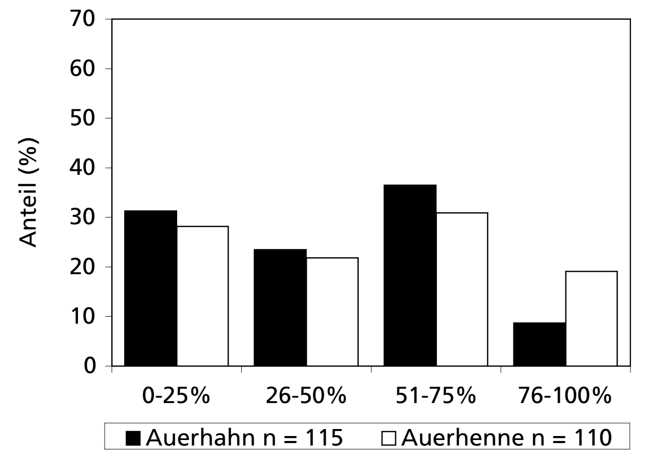


Abb. 24: Sommerlicher Deckungsgrad der Krautschicht bei Auerhahn und Auerhenne. Erstnachweise auf Transekten.
Fig. 24: Different use of cover of ground vegetation of a heigth of < 0.5 m by male (filled symbols) and female (open symbols) Capercaillie during summer.

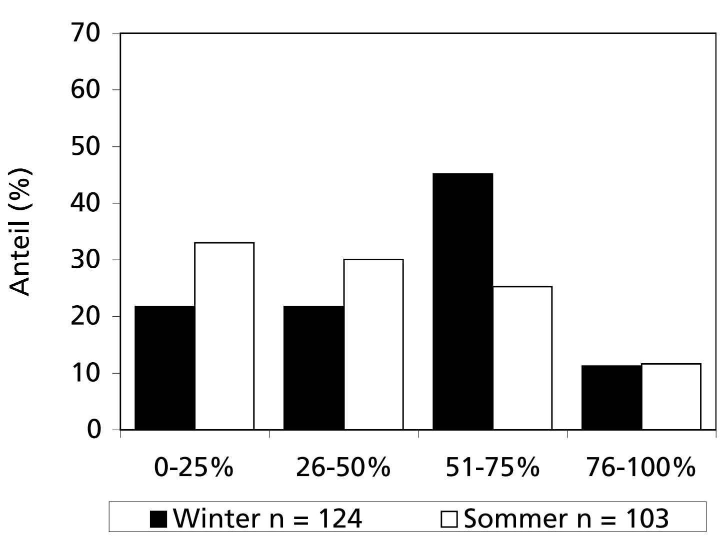
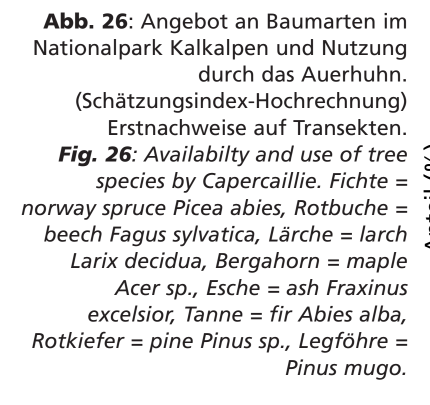
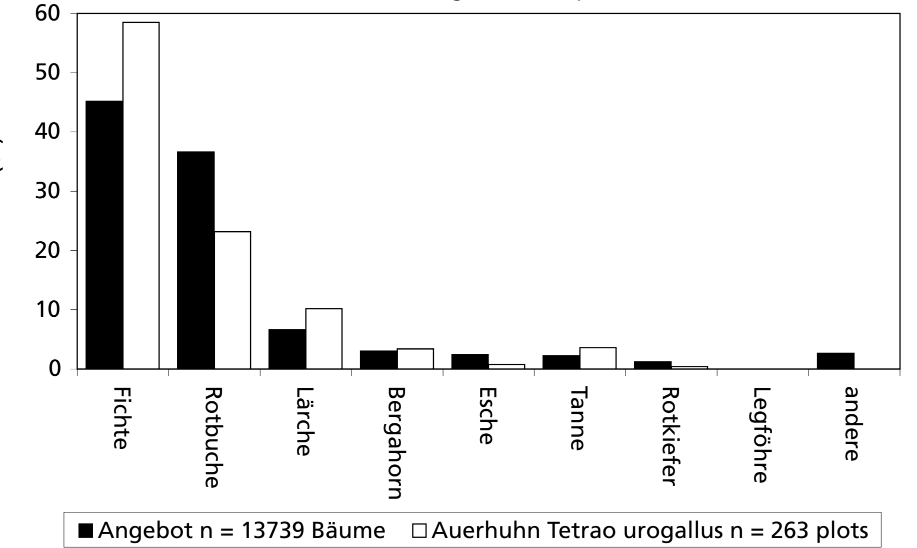


Abb. 25: Winterlicher und sommerlicher Kronenschlussgrad. Erstnachweise auf Transekten (Juli–Sept. und März–April)
***Fig. 25**: Use of classes of canopy closure by Capercaillie during winter (filled columns) and during summer (open columns).*


Abb. 26: Angebot an Baumarten im Nationalpark Kalkalpen und Nutzung durch das Auerhuhn. (Schätzungsindex-Hochrechnung) Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 26**: Availabilty and use of tree species by Capercaillie. Fichte = norway spruce Picea abies, Rotbuche = beech Fagus sylvatica, Lärche = larch Larix decidua, Bergahorn = maple Acer sp., Esche = ash Fraxinus excelsior, Tanne = fir Abies alba, Rotkiefer = pine Pinus sp., Legföhre = Pinus mugo.*



Keine Bestätigung von Birkhuhnvorkommen konnten zur Balzzeit z.B. für Alpstein, Wasserklotz, Langfirst, Kl. Gamsstein, Hoher Nock, Gamsplan und Rohrauer Größtenberg erbracht werden, hier gelangen keine oder nur indirekte Hinweise auf Birkhuhnvorkommen außerhalb der Brutzeit.

Aktuelle Verbreitung und Populationsdichte mit Angaben über Populationsstruktur und Fortpflanzungserfolg

Aktuelle Verbreitung

Das Birkhuhn besiedelt das Sengsengebirge entlang des Hauptkammes zwischen Spering-Schillereck und Steyreck und hauptsächlich die Südabdachung des Gebirges. Einzelne Vorkommen liegen auf der Nordabdachung im westlichen und zentralen Bereich.

Außerdem besteht ein unmittelbar nördlich vorgelagertes Birkhuhnvorkommen. Keine Hinweise wurden im Bereich Schöneck erbracht.

Im Bereich des Reichraminger Hintergebirges besteht das Hauptvorkommen am Größtenberg. Davon strahlen weitere unregelmäßige Einzelvorkommen wenige Kilometer nach Norden aus. Ein einzelner Nachweis wurde auch in ca. 1200 m Seehöhe auf einer Waldkuppe erbracht. Südlich des Größtenberges besiedelt das Birkhuhn in geringer Individuenzahl Gebiete vor allem mit Almen.

Im Westen liegen entfernt Vorkommen am Kasberg und auf der Kremsmauer. Einzelvorkommen (z.B. am Tamberg) vermitteln zwischen den nächstgelegenen vitalen Birkhuhnvorkommen vor allem im Südwesten zum Warscheneck und im Süden zu den Haller Mauern. Kleine Birkhuhnvorkommen bestehen im Nordosten von Bodenwies bis Almkogel.

Im Bereich des Nationalpark-Kalkalpen und der unmittelbaren Umgebung wurden im Untersuchungszeitraum die bekannten und vermuteten Balzplätze kontrolliert (Tab. 8).

Für das Untersuchungsgebiet konnten im Zeitraum von 2000 bis 2002 insgesamt 28 Lokalitäten mit Birkhuhn-Balzplätzen festgestellt werden. Davon waren 22 regelmäßig besetzt und 6 Balzplätze unregelmäßig besetzt. Für zehn bisher bekannt gewesene Balzplätze konnten keine Hinweise auf territoriale Hähne erbracht werden. Für vier dieser Lokalitäten konnten Nachweise von Birkhühnern außerhalb der Balz- und Brutzeit dennoch erbracht werden.

Die Besetzungskonstanz der bekannten Balzplätze liegt bei 67,7 %. Insgesamt konnten mit 28 Balzplätzen 73,7 % aller bisher bekannten 38 Lokalitäten ermittelt werden. Im Vergleich zu den bisher bekannten Balzplätzen kamen nur fünf neue dazu (Tab. 9). Dabei kann es sich auch um Balzplatzverlagerungen handeln.

Bei den unregelmäßig besetzten Balzplätzen dürften dichteabhängige Faktoren für die Besiedlung eine Rolle spielen.

Für die Aufgabe von einzelnen Balzplätzen in den tieferen Lagen können auch langfristige Habitatveränderungen entscheidend gewesen sein, die sich gerade im Untersuchungszeitraum auswirkten, oder bereits seit längerem stattgefunden haben.

Populationsdichte (Abundanz)

Die Abundanz des Birkhuhns betrug im Sengsengebirge samt nördlich vorgelagertem Gebiet 22 Hähne/33 km². Wir rechnen damit, dass sich zu diesem Wert weniger als 5 übersehene Hähne addieren.

Die beiden besten Birkhuhn-Lebensräume des Nationalparks Kalkalpen erreichten Dichten von 3 Hähnen/km² bzw. 1,6 Hähnen/km² (Tab. 10). Das Hauptvorkommen des Birkhuhns im Reichraminger Hintergebirges umfasste im Jahr 2002 9 territoriale Hähne.

Einzelvorkommen, die eventuell nicht alljährlich besetzt sind, befinden sich vor allem an kleineren offenen Habitaten in tieferen Lagen. Der Gesamtbestand im Reichraminger Hintergebirge beträgt 11-13 Hähne (2002). Die aktuelle Population des Birkhuhns im Nationalpark Kalkalpen beträgt im Zeitraum 2000-2002 ca. 33-38 territoriale Hähne.

Die Birkhuhn-Balzplätze waren überwiegend von einzeln balzenden Hähnen besetzt (66,7 %). In zwei Fällen wurden Gruppen von 3 Hähnen und einmal 4 Hähne festgestellt (Tab. 11).

Im Verlaufe der Balzperiode ändern sich Balzgruppen. Am Beginn der Balzperiode vor Auflösung der Wintergruppen der Hahnen wurden an Gruppenbalzplätzen mehr Hähne angetroffen als im Mai, wo sich die Territorien der Hähne vergrößerten und sich die Hähne weiter von den Balzplatzzentren entfernten. Einzelne Hähne balzen dann abseits der Balzplätze und nutzten als Singwarten Bäume in den Hennen-Brutgebieten.

Im Mittel betrug der Wert 1,52 Hähne/Balzplatz (n = 21 regelmäßig besetzte Balzplätze). Diese Werte sind im internationalen Vergleich als bescheiden einzustufen, auch bezüglich der nördlichen Kalkalpen und Zentralalpen, wo Balzgruppen bis 20 Hähne bekannt sind (vgl. SCHUSTER & D´OLEIRE-OLTMANNS 1994). In Vorarlberg erreichen Balzgruppen bis zu 15 Hähne und werden Abundanzwerte von 2,5 und 10 Hähnen/km² genannt (KILZER 1991b).

Zieht man in Betracht, dass die besten Birkhuhn-Lebensräume des Nationalparks Kalkalpen untersucht

Tab. 8: Überprüfung der bekannten Birkhuhn-Balzplätze im Untersuchungszeitraum 2000-2002.
Tab. 8*: Resuslts of the survey of known leks of Black Grouse in the study area.*

Bekannte Balzplätze	Anzahl Balzplätze	Bestätigung 2000-2001	Bestand
1	1	regelmäßig besetzt	1- 3 Hähne
2	1	besetzt	1 Hahn (2000)
3	1	besetzt	1 Hahn (2000)
4	1	besetzt	1-2 Hähne
5	1	besetzt	1 Hahn
6	1	nicht bestätigt	
7	1	besetzt	1 Hahn
8	1	besetzt	1 Hahn (2001)
9	2	1 besetzt	1 Hahn
10	1-3	1 besetzt	2 Hähne
11	1-2	1 besetzt	1 Hahn
12	1	nicht besetzt	Losungsfunde 2001
13	1	nicht besetzt	Nachweis Sept. 2000
14	1	nicht besetzt	
15	1	regelmäßig besetzt	1 Hahn
16	1	unregelmäßig besetzt	1 Hahn
17	1	1-2 regelmäßig besetzt	1-2 Hähne
18	2	1 regelmäßig besetzt	1 Hahn
19	1	nicht besetzt	
20	1	nicht besetzt	
21	1	nicht besetzt	
22	1	regelmäßig besetzt	1-2 Hähne
23	1	regelmäßig besetzt	2-4 Hähne
24	2	2 besetzt	2 Hähne
25	1	besetzt	1 Hahn
26	1	unregelmäßig besetzt	1 Hahn 2002
27	1	besetzt	1 Hahn 2000
28	1	unregelmäßig besetzt	1 Hahn 2002
29	1	nicht besetzt	Losung 2001
30	1	nicht besetzt	Winterlosung 2002
31	1	nicht besetzt	
32	1	besetzt	1 Hahn

Tab. 9: Nachweise von neuen Vorkommen mit Birkhuhn-Balzplätzen im Zeitraum 2000 bis 2002.
Tab. 9*: New discovered leks of Black Grouse in the study area.*

Vorkommen Neue Balzplätze	Anzahl	Besetzung 2000-2002	Territoriale Hähne
1	1	besetzt	1 Hahn
2	1	regelmäßig besetzt	3 Hähne
3	1	unregelmäßig, kurzzeitig	1 Hahn 2000, 2002
4	1	unregelmäßig	1 Hahn 2002
5	1	unregelmäßig	1 Hahn 2000
	5	**regelmäßig besetzt: 2 unregelmäßig besetzt: 3**	**6-7 Hähne**

wurden, sind die Siedlungsdichtewerte gering. Eine einzige Dichteangabe zum Birkhuhn existiert für eine 11,4 ha Lärchen-Fichten-Waldfläche (1300-1540 m) mit 0,9-1,8 „Brutpaaren"/10 ha (STADLER 1994).

Die geringe Siedlungsdichte im Sengsengebirge dürfte auf die suboptimalen Habitatbedingungen zurückzuführen sein und ist für Populationen am nördlichen alpinen Arealrand charakteristisch.

In einem italienischen Birkhuhnvorkommen im Aostatal erreichte die maximale Balzgruppengröße 3,1 Hähne/Balzplatz in Jahren mit hoher Siedlungsdichte (3,5 Hähne/km²). Aber auch hier betrug der Anteil solitär balzender Hähne in einzelnen Jahren 33 – 72 % und die maximalen Balzgruppengrößen erreichten 3-10 Hähne (BOCCA 2000).

Dichten von weniger als 4 Hähnen/km² wurden in den Schweizer Alpen für suboptimale Lebensräume an der südlichen Verbreitungsgrenze der Art oder in Gebieten mit hohem Jagddruck oder touristischem Störungsdruck festgestellt. Der Anteil von solitär oder zu zweit balzenden Hähnen betrug im Tessin 78 % (GLUTZ V. BLOTZHEIM 1973).

In den französischen Alpen werden in Gebieten mit hohem Jagddruck nur 1,9 Hähne/km² erreicht (ELLISON 1982) und in den italienischen Alpen nur 0,9 Hähne/km² (ARTUSO 2000).

Bestandssituation und Bestandsentwicklung in ausgewählten Monitoring-Gebieten

In den näher untersuchten Monitoring-Flächen wurde die Bestandsentwicklung innerhalb des Beobachtungszeitraumes anhand von Zählungen an den Balzplätzen durchgeführt (Tab. 12). Dabei wurde die Anzahl territorialer Hähne und anwesender Hennen zur Balzzeit erfasst.

Für das Birkhuhn-Vorkommen nördlich des Sengsengebirges kann innerhalb der Periode eine Abnahme der Zahl territorialer Hähne belegt werden von 3 Hahnen (2000) auf 2 Balzplätze auf einen Hahn im Jahr 2002. Auf diesem Balzplatz balzten bis vor der Einstellung der Bejagung regelmäßig 3-5 Hähne (W. STECHER mdl.).

In den anderen Gebieten im südöstlichen Sengsengebirge und im Hintergebirge blieben die Zahlen territorialer Hähne auf niedrigem Niveau gleich. Auch in den untersuchten Monitoring-Gebieten waren die Individuenzahlen gering.

Eine Ursache für die Bestandsabnahme im ersten Gebiet kann im Ausbleiben eines Bruterfolgs in den Jahren 2000 bis 2002 gesehen werden, obwohl es Bruthinweise gab (Tab. 13).

Fortpflanzungserfolg

Es konnten nur wenige Brutnachweise im Untersuchungszeitraum erbracht werden (Tab. 14). Brutnachweise gelangen im südöstlichen Sengsengebirge im Jahr 2000 (Jungvogelgruppe mit 5-6 Ex., 20.9.2000, FUXJÄGER), im zentralen Hintergebirge (Alm) auf nur 1180 m

(1 Henne mit mind. 2 Jungen, Juni 2001, FUXJÄGER, SCHOIßWOHL), im Jahre 2001 im Bereich nördlich des Sengsengebirges (1 Henne mit mind. 2 Jungen, MIZELLI) und im Jahre 2002 im zentralen Hintergebirge (1 Henne, 1 Jungvogel).

Es ist auffallend, dass die wenigen Brutnachweise des Birkhuhns in relativ niedrigen Lagen erbracht wurden, wo die Brutgebiete in der Umgebung von Almflächen oder auf Schlag- und Windwurfflächen lagen.

Hingegen gelangen in den weitläufigen optimalen Habitaten in der Fichten-Lärchen-Latschenzone nur Einzelnachweise einer führenden Henne oder indirekte Nachweise durch Brutlosungsfunde.

Aufgrund des Verhaltens von Hennen konnten Bruthinweise in 2 weiteren Gebieten erbracht werden. Auch in den Monitoring-Flächen, die in den drei Untersuchungsjahren gleichmäßig bearbeitet wurden, gelangen nur wenige Hinweise. Für das erste Gebiet kann für die Jahre 2001 und 2002 von einem fehlenden Bruterfolg ausgegangen werden, da nur nicht führende Hennen nachgewiesen wurden. Der Fund von Eischalenresten deutet auf eine erfolglose Brut im Jahr 2002 hin. Es ist anzumerken, dass in der eigentlichen Brutperiode Ende Mai bis Juli keine Begehungen in den potenziellen Brutgebieten erfolgten, um keine Störungen zu verursachen.

Habitatbewertung

Höhenverbreitung

Die Höhenverbreitung umspannt etwa 1000 bis 1900 m Seehöhe und erreicht bei 1400 – 1600 m einen Schwerpunkt (Abb. 27).

Exposition

Birkhühner wurden relativ häufig in SE- und S- exponiertem Gelände angetroffen (Abb. 28). Dies kann mit der geomorphologischen Situation des Gebirges und den damit verbundenen flächenmäßig stärker ausgeprägten Birkhuhnhabitaten auf der Südabdachung des Sengsengebirges in Zusammenhang stehen. In anderen Studien konnten ähnliche Verteilungen ermittelt werden (DE FRANCESCHI 1996).

Präferenz für N- und E-Exposition konnte in einem italienischen Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, da in dieser Exposition mehr Schatten als Schutz vor Sonneneinstrahlung an Tagesruheplätzen und bessere Vegetationsentwicklung für Deckung und Nahrung eine bedeutende Rolle spielen könnte (RAMANZIN et al. 2000).

Für die Winterökologie alpiner Birkhühner sind schneesichere Nordhänge zur Anlage von Schneehöhlen allerdings sehr entscheidend (MARTI 1985, PAULI 1974). Nordhanglagen im westlichen Sengsengebirge stellen traditionelle Winterhabitate des Birkhuhns dar. Es befinden sich auch traditionelle Balzplätze in Nord-Exposition mit langer Schneelage, wie etwa am Größtenberg.

Tab. 10: Abundanzwerte des Birkhuhns im Nationalpark Kalkalpen in ausgewählten Gebieten.
***Tab. 10**: Abundance of Black Grouse on various plots in Kalkalpen National Park.*

Gebiet	Fläche	Seehöhe m	Anzahl Hähne	Abundanz (Hähne/100 ha)
nördl. Sengsengebirge	1 km²	1400-1560	3	3
südöstl. Senmgsengebirge	5 km²	1400-1736	(7-) 8	1,6
gesamtes Sengsengebirge	33 km²	1300-1800	22	0,67
Reichraminger Hintergebirge	4,68 km²	1200-1724	9	1,9

Tab. 11: Balzgruppen-Größen auf regelmäßig besetzten Balzplätzen des Birkhuhns 2000-2002.
***Tab. 11**: Numbers of cocks at leks of Black Grouse.*

Vorkommen (Balzplätze)	Anzahl Hähne (max. festgestellte Zahl)
1	3
2	3
3	1
4	1
5	1
6	1
7	1
8	2
9	1
10	1
11	2
12	1
13	1
14	1
15	2
16	4
17	2
18	1
19	1
20	1
21	1
	1,52 (n=21)

Tab. 12: Ergebnisse der Bestandserhebung (Hahn/Henne) im Bereich von Balzplätzen in den Monitoring-Gebieten 2000-2002.
***Tab. 12**: Numbers of Black Grouse cocks („Hahn") and of hens („Henne") at various leks in the study area.*

Vorkommen	2000 Hahn/Henne	2001 Hahn/Henne	2002 Hahn/Henne
nördlich Sengsengebirge	2+1/1	2/1	1/1
südöstl. Sengsengebirge I	3+1/2	2+1/2	3/1
südöstl. Sengsengebirge II	2/1	2/1	2
zentr. Hintergebirge	1	2/1	2/1

Tab. 13: Ergebnisse der Erhebungen zum Bruterfolg des Birkhuhns in ausgewählten Monitoring-Gebieten im Untersuchungsgebiet Sengsengebirge 2000-2002.
***Tab. 13**: Breeding success of Black Grouse in various plots in the study area.*

Vorkommen	2000	2001	2002
nördlich Sengsengebirge	Henne (Brutverhalten)	nicht führende Henne	zwei nicht führende Hennen, Eischalenreste (Brutverlust)
südöstl. Sengsengebirge I	nicht führende Henne		
südöstl. Sengsengebirge II	Gesperre (5-6 Ex.)		

Tab. 14: Brutnachweise des Birkhuhns im Untersuchungsgebiet 2000-2002.
***Tab. 14**: Proved breeding of Black Grouse in the study area from 2000 until 2002.*

Vorkommen	Seehöhe (m)	Datum	Verhalten	Beobachter
1	1500	20.9.2000	Gesperre, Jungvogelgruppe	Fuxjäger
2	1180	Juni 2001	Henne mit mind. 2 Jungen	Fuxjäger, Schoißwohl
3	1400	Juni 2001	Henne mit mind. 2 Jungen	Mizelli
4	1520	1.10.2002	Henne, Jungvogel führend	Schmalzer
5	1520	5.9.2002	Eischale (zerstört)	Schmalzer
6	1520	21.5.2001	Brutlosungsfund	Pühringer

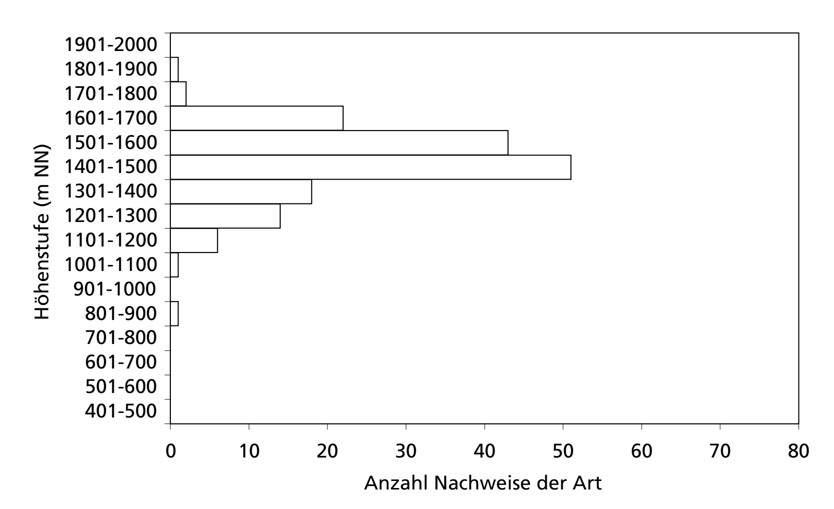


Abb. 27: Höhenverbreitung des Birkhuhns. Absolute Fundzahlen Wildtierdatenbank ohne Doppelzählungen, n = 159.
***Fig. 27**: Altitudinal distribution of Black Grouse.*

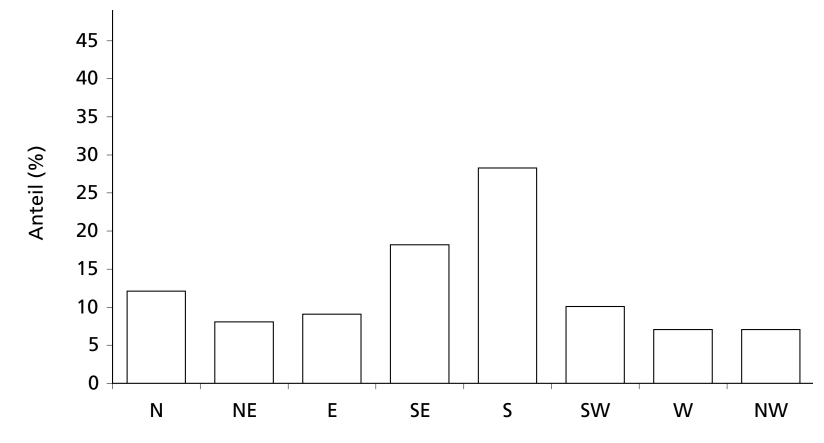


Abb. 28: Verteilung der festgestellten Exposition an Birkhuhn-Beobachtungspunkten. Erstnachweise auf Transekten, n = 99.
***Fig. 28**: Exposure of Black Grouse records.*

Geländeneigung und Geländeformen

Die Verteilung der Birkhuhn-Beobachtungen in Beziehung zur Geländeneigung ergibt eine etwa gleichmäßige Verteilung. Auf flaches bis mäßig geneigtes Gelände entfallen allerdings 68,7 % der Beobachtungen. Steiles bis sehr steiles Gelände wird im Frühjahr und Herbstaspekt der Habitatnutzung weniger genutzt. Eine Präferenz für mäßig geneigtes Gelände (15-30°) konnte auch in einem italienischen alpinen Untersuchungsgebiet im Sommerhalbjahr nachgewiesen werden (RAMANZIN et al. 2000).

Mikrohabitat-Bewertung

Deckungsgrad der Krautschicht

In Aufenthaltsbereichen des Birkhuhns spielt die Deckung der Krautschicht eine große Rolle. Ein hoher Anteil an Zwergsträuchern in der Krautschicht und eine Kombination aus Zwergsträuchern, Gräsern und Kräutern sind für Birkhuhn-Habitate im Sommerhalbjahr typisch (RAMANZIN et al. 2000, DE FRANCESCHI 1996). Die Krautschichtdeckung erreicht höhere Werte als bei Auerhuhn und Haselhuhn (vgl. Abb. 29, 30). Als Zwergstraucharten treten vor allem Heidelbeere, Preiselbeere, Alpen-Rauschbeere, Alpenrose und Schneeheide auf.

Deckungsgrad der Strauchschicht in Birkhuhn-Habitaten

Birkhuhn-Habitate weisen in der Regel eine Strauchschicht auf, die zwischen geringer und hoher Deckung variieren kann, je nach saisonaler und tageszeitlicher Habitatnutzung (Abb. 31). Der hohe Anteil an Habitaten mit geringer Strauchschicht-Deckung gibt die Situation vor allem der Balzphase wider, während Habitate mit dichterer Strauchschicht zur Zeit der Fortpflanzung und Mauser aufgesucht werden. Die Strauchschicht wird vor allem gebildet aus Weidenarten, Eber-

esche, Latsche, *Rubus*-Arten, gebietsweise aber auch von Verjüngungsstadien aus Buche, Bergahorn und Fichte.

Baumartennutzung

Birkhuhn-Habitate zeichnen sich durch eine lückige Bestandsstruktur in den unterschiedlichen Waldtypen aus. Baumbestände mit einem Kronenschlussgrad von weniger als 50 % werden bevorzugt (Abb. 32). Dichte Bestände werden kaum, nur zeitweise oder bei speziellen Witterungsbedingungen im Untersuchungsgebiet aufgesucht (z.B. bei Föhnstürmen).

Der Fichten-Lärchenwald ist im Untersuchungsgebiet der bevorzugte Birkhuhn-Lebensraum. Fichte und Lärche sind daher in Birkhuhn-Aufenthaltsbereichen stark vertreten (Abb. 33-35).

Birkhühner nutzen zudem Lokalitäten mit Lärche und Latsche stärker in Beständen als nach dem örtlichen Baumartenangebot (Abb. 36). Aufgelockerte Bestände mit einzelnen Mischbaumarten, vor allem mit Eberesche, aber auch lokal mit Bergahorn und Tanne an der unteren Baumgrenze, an Felsabbrüchen und Lawinenrinnen dürften gegenüber Reinbeständen aus Fichte bevorzugt werden.

In Birkhuhn-Habitaten des Untersuchungsgebietes wurde an den Aufenthaltsbereichen von Birkhühnern die Baumartenverteilung entsprechend der Abb. 37 festgestellt. Die wichtigsten Baumarten sind Fichte, Lärche und Latsche. Der Fichten-Lärchenwald stellt den hauptsächlichen Waldtypus des Birkhuhn-Lebensraumes dar (STADLER 1994). An der oberen Waldgrenze und in der Latschenzone gewinnt auch die Eberesche an Bedeutung. Im Übergang zum Bergmischwald auf Almen und im Weidewald werden auch Bestände mit geringen Anteilen von Buche, Bergahorn und Tanne genutzt.

Birkhühner können oft nahe oder direkt an Randlinien zwischen zwei unterschiedlichen Vegetationstypen oder Strukturtypen angetroffen werden (Abb. 38). Das Birkhuhn ist ein „Randlinien-Bewohner" im halboffenen Lebensraum. Mehr als 83 % der Birkhuhn- Beobachtungsorte befanden sich innerhalb von 40 m zu Randlinien. Als Randlinien gelten hier besonders Waldränder und Grenzlinien zwischen Vegetationstypen (Wald zu Weide, Fichten-Lärchenwald zu Latschen, aber auch Grenzlinien an unterschiedlichen Strukturtypen wie Fels, Schneefeld, Schneise, Lawinenrinne und anthropogene Strukturen wie Wanderweg und Forststraße). Dieses Habitatnutzungsverhalten steht im Zusammenhang mit dem Flucht- und Feind-Verhalten des Birkhuhns.

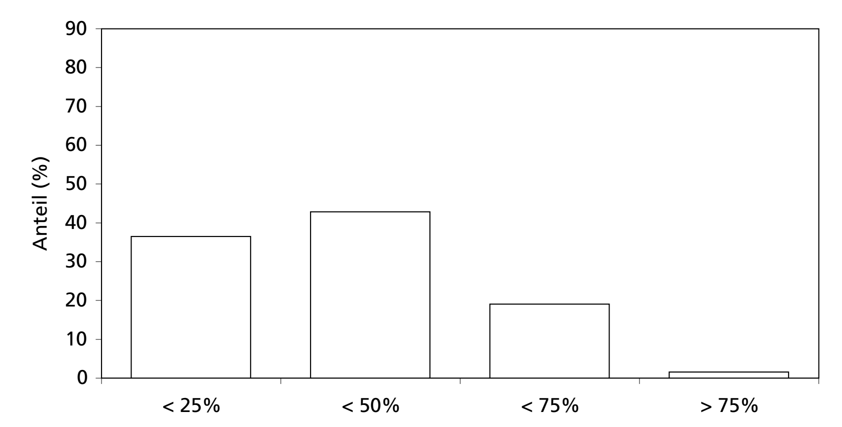


Abb. 29: Deckungsgrad der Zwergstrauchschicht in Birkhuhnhabitaten (Sommerhalbjahr). Erstnachweise auf Transekten, n = 63
***Fig. 29**: Cover of dwarf shrubs at records of Black Grouse during summer.*

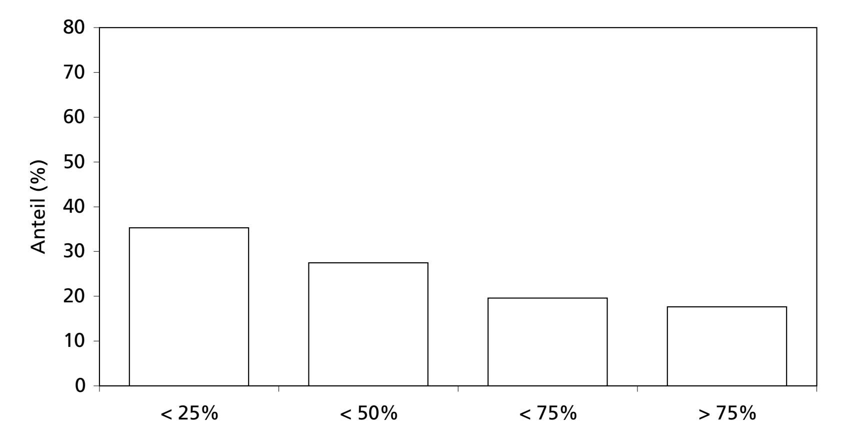


Abb. 30: Deckungsgrad der Krautschicht in Birkhuhnhabitaten (Sommerhalbjahr). Erstnachweise auf Transekten, n = 51.
***Fig. 30**: Use of cover of ground vegetation of a height of < 0.5 m by Black Grouse during summer.*

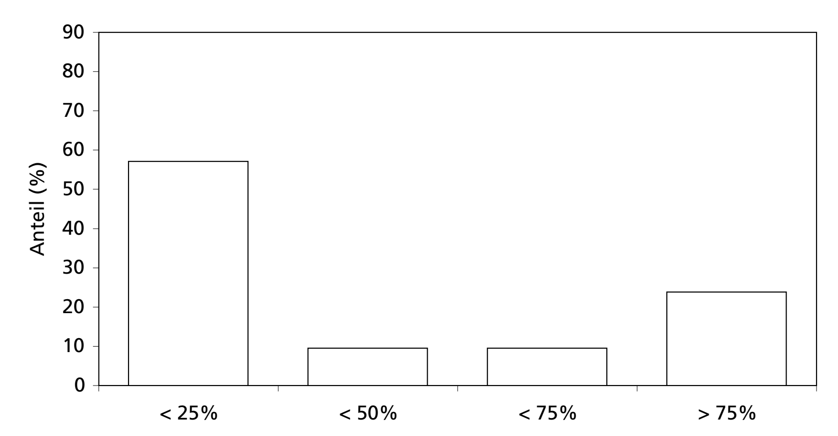


Abb. 31: Deckungsgrad der Strauchschicht in Birkhuhn-Habitaten. Erstnachweise auf Transekten, n = 42
***Fig. 31**: Cover of shrubbery/bushes of a height of > 0.5 m at records of Black Grouse.*

Auftreten des Birkhuhns im Bereich von Almen

Viele Birkhuhn-Vorkommen im Untersuchungsgebiet im Bereich der unteren Baumgrenze und im Übergangsbereich zum Bergmischwald befinden sich in der Umgebung von Almflächen oder Waldweideflächen, gelegentlich auch im Bereich von Schlagflächen (Tab. 15).

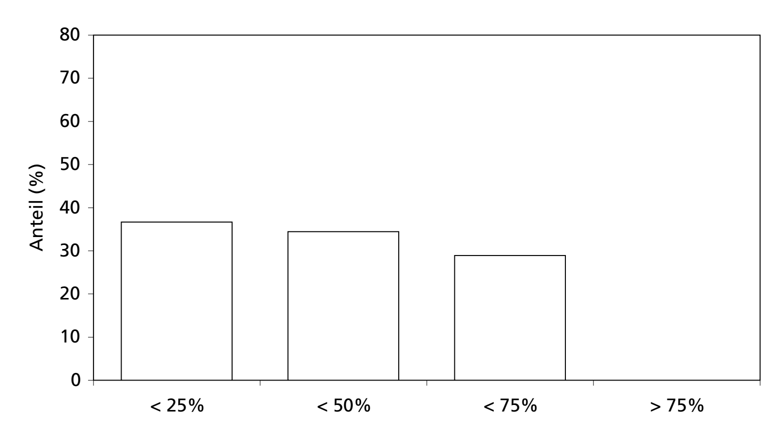


Abb. 32: Kronenschlussgrad in Birkhuhn-Habitaten. Erstnachweise auf Transekten, n = 90.
Fig. 32*: Canopy closure at records of Black Grouse.*

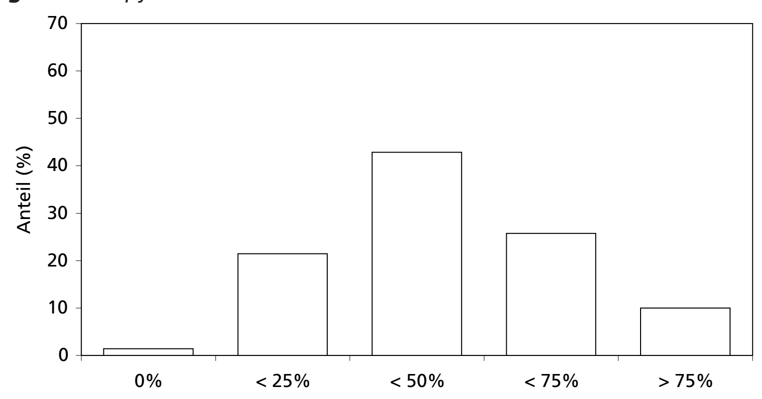


Abb. 33: Anteile der Fichte in Birkhuhn-Habitaten. Erstnachweise auf Transekten, n = 70.
Fig. 33*: Proportions of spruce Picea abies at records of Black Grouse.*

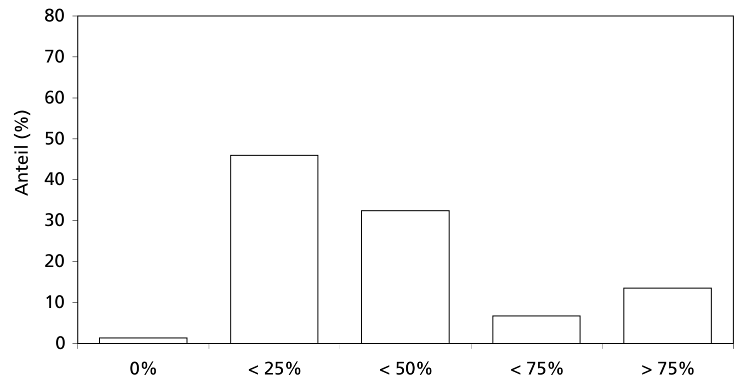


Abb. 34: Anteile der Baumart Lärche in Birkhuhn-Habitaten. Erstnachweise auf Transekten, n = 74.
Fig. 34*: Proportions of larch at records of Black Grouse.*

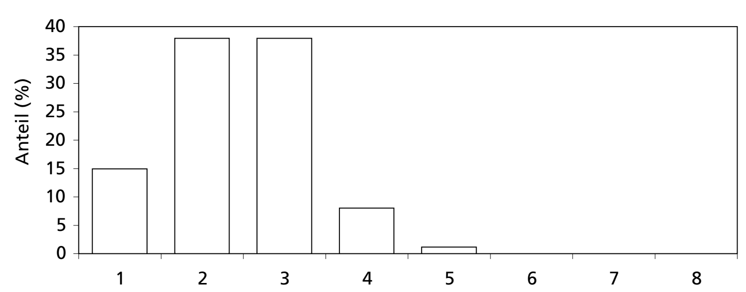


Abb. 35: Baumartenzahl in Birkhuhn-Habitaten. Erstnachweise auf Transekten, n = 87.
Fig. 35*: Numbers of tree species at records of Black Grouse.*

Zur Interpretation der Befunde ist darauf hinzuweisen, dass die Untersuchungsgebiete unterschiedliche naturräumliche Voraussetzungen aufweisen. Bei einigen Gebieten handelt es sich um aktuell noch großflächig beweidete Gebiete. Viele Vorkommen in Bereich von kleinflächigen Almen betreffen Gebiete an der unteren Verbreitungsgrenze des Birkhuhns ab rund 1100 m, diese sind nur unregelmäßig besiedelt.

In höher gelegenen Gebieten dürften viele Birkhuhn-Vorkommen des Sengsengebirges und des Reichraminger Hintergebirges noch von einer historischen Beweidung profitieren, da diese den Lebensraum entscheidend öffnete (Almen, Waldweide). Ähnlich ist die Situation auch in den Bayerischen Nördlichen Kalkalpen (SCHUSTER & D´OLEIRE-OLTMANNS 1994) oder in den Schweizer Alpen und Voralpen (HESS 2000) sowie in Gebieten der französichen und italienischen Alpen, wo Birkhühner durch Almwirtschaft noch tiefere Lagen besiedeln (RAMANZIN et al. 2000, ARTUSO 1995).

Früher wurden durch Entfernen von Latschen künstlich Offenflächen zu Jagdzwecken geschaffen, die die Hähne dann gezielt zur Balz nutzten (mündl. Mitt. Jagdpersonal). Auch aktuell wurde festgestellt, dass Hähne an den kleinen Offenstellen der Wanderwege am Sengsengebirgskamm balzten.

Allerdings war hier das Störungspotenzial ganzjährig sehr hoch, und möglicherweise handelte es sich hier um *sink*-Habitate. Es ist denkbar, dass *source*-Habitate sich auf die wenigen Gruppenbalzplätze beschränken. Dann würden etwa 70 % der vom Birkhuhn besiedelten Fläche wenig zum Erhalt der Population beitragen. Die Einstellung der Beweidung im Waldgrenzbereich führt jedenfalls zunehmend zum „Zuwachsen“ geeigneter Habitate durch Latschengebüsch und Wald.

Eine Reduzierung von Birkhuhnhabitaten in alpinen Vorkommen durch Aufgabe der Almbewirtschaftung wurde auch in anderen Untersuchungsgebieten festgestellt (BOCCA 2000, DE FRANCESCHI 1996, SCHUSTER & D´OLEIRE-OLTMANNS 1994). Für das Nationalpark-Konzept in den Nördlichen Kalkalpen ist in diesem Zusammenhang der Umgang mit der anthropogen überformten Landschaft, insbesondere mit den Almen und der Waldweide, zukünftig ein entscheidender Punkt.

Nach der vorliegenden Habitatbewertung anhand von direkten und indirekten Beobachtungsdaten zeigt sich, dass nur die von ERBER (2000) als „optimal“ und „hoch geeignet“ eingestuften Birkhuhn-Winter-Habitate auch aktuell von Birkhühnern besiedelt sind. Hingegen scheiden viele als „optimal“ eingestufte Sommerhabitate für Birkhühner aus verschiedenen Gründen aus.

„Geeignete“ Habitate sind aktuell nur ausnahmsweise von Birkhühnern besiedelt. Die aktuelle Birkhuhnbesiedlung deckt sich noch am besten mit der „op-

timal“ oder „gut geeigneten“ Jahreshabitat-Eignung (ERBER 2000). Demnach stellen aktuell deutlich weniger als 10 % der Nationalpark-Fläche auch für Birkhühner besiedelbare Habitate dar.

Aktuelle Gefährdungen

Anhand von direkten Beobachtungen und von indirekten Daten, die bei der Habitatbewertung an Beobachtungspunkten von Birkhühnern erfasst wurden, sind vor allem eine Reihe von menschlichen Aktivitäten im Gebiet als mögliche Gefährdungen von Birkhühnern anzuführen (Abb. 39).

Störungs-Ereignisse sind im Einzelnen unterschiedlich zu bewerten bezogen auf das Individuum oder die Population und die saisonale und tageszeitliche Lage des Auftretens der Ereignisse. Direkte Störungen konnten vor allem an Wanderwegen beobachtet werden, wo Birkhühner bevorzugt die Offenflächen nutzen. An solchen Stellen fand sogar Balz statt, konnten Huderstellen, Mauserfedern und Losung gefunden werden.

Unterbrechung der Balz, und Abstreichen von Birkhühnern an Wanderwegen konnten an vier Stellen direkt beobachtet werden. Im nördlichen Hintergebirge konnten Tagesruheplätze und Schneehöhlenübernachtungs-Plätze direkt auf der Wanderroute festgestellt werden. Der hier balzende Hahn war im Mai mit Beginn verstärkter Wanderaktivitäten nicht mehr festzustellen.

Schneeschuh- und Tourenski-Wandern konnte in vier Gebieten beobachtet und registriert werden, wo bevorzugte Wintereinstände von Birkhühnern direkt betroffen sind.

Eine technische und touristisch genutzte Anlage befindet sich in einem Fall nahe an einem Balzplatz im westlichen Sengsengebirge, die besonders ab Mai von Touristen frequentiert wird. Es konnte auch anhand dieser Untersuchung belegt werden, dass Wanderwege bevorzugte Wechsel für Raubsäuger darstellen, wie Losungsfunde und Tritte zeigten.

Zusätzlich bieten Wanderwege, Rast- und Lagerplätze zusätzliche Nahrungsressourcen für diese Arten oder deren Beutetiere. Gezieltes Aufsuchen von Lagerplätzen auf Bergkuppen konnte bei Kolkraben beobachtet werden. Lagerplätze mit Feuerstellen konnten am Haltersitz und am Schwarzkogel festgestellt werden.

Der Weidebetrieb auf den größeren Almen könnte zumindest in der Brutzeit zu Störungen führen, da die Viehherden laufend von Betreuern kontrolliert werden und dabei alle Gebiete systematisch abgesucht werden. Es könnte dabei zu Störungen an Neststandorten kommen oder indirekt Prädatoren begünstigt werden.

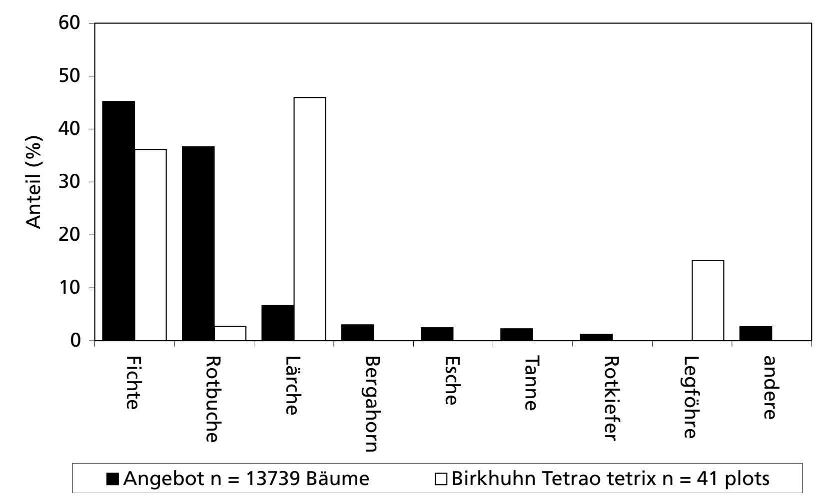


Abb. 36: Baumarten-Nutzung durch Birkhühner. Erstnachweise auf Transekten (Schätzungsindex-Hochrechnung).
***Fig. 36**: Availabilty and use of tree species by Black Grouse. Fichte = norway spruce Picea abies, Rotbuche = beech Fagus sylvatica, Lärche = larch Larix decidua, Bergahorn = maple Acer sp., Esche = ash Fraxinus excelsior, Tanne = fir Abies alba, Rotkiefer = pine Pinus sp., Legföhre = Pinus mugo, andere = others.*

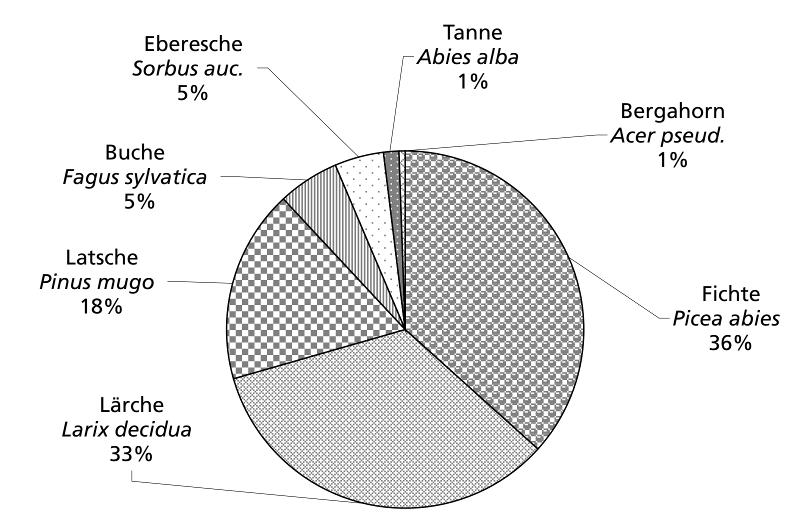


Abb. 37: Kumulative Darstellung der Baumartensummen in Birkhuhn-Habitaten. n = 308.
***Fig. 37**: Records of various tree species at records of Black Grouse.*

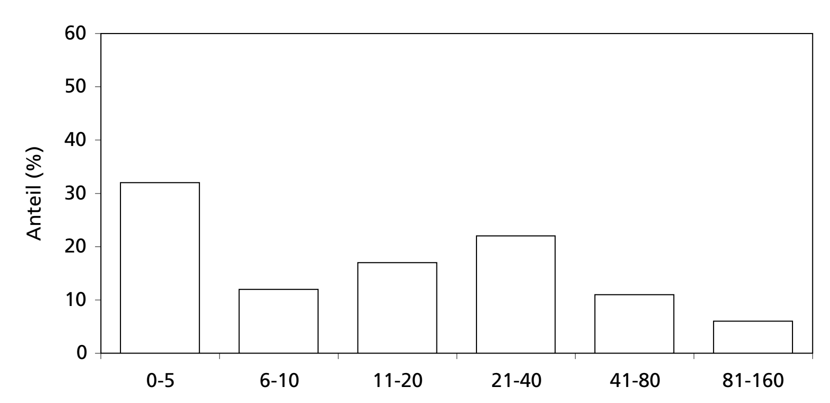


Abb. 38: Entfernung von Randlinien (m) unterschiedlicher Typen an Birkhuhn-Aufenthaltsorten. n = 71.
***Fig. 38**: Distance to edges of various types at records of Black Grouse.*

Tab. 15: Auflistung von Almen im Untersuchungsgebiet mit früheren und aktuellen Birkhuhn-Hinweisen.
***Tab. 15**: Active and abandoned alpine pastures with occurrence of Black Grouse.*

Almgebiet	Seehöhe	Weidenutzung	Birkhuhn-Nachweise	Quelle
1	1100-1420	aktuell	Winter 2000, Frühjahr 2002 (Balz), früher unregelmäßig besetzt	Stecher mdl.
2	1300-1440	aktuell	keine aktuellen Hinweise, Nachweis 1992	Straka 1994
3	1340-1400	aktuell	Gesperre 2001, unregelmäßig besetzt, z.B. 1992	Stadler 1994, Mizelli mdl.
4		aktuell	Balz 2000, unregelmäßig besetzt (z.B. 1992)	Stadler 1994
5	1400-1560	aktuell	Balz- und Brutgebiet	
6	1300-1400	historisch	Balz- und Brutgebiet	
7	1200-1400	historisch	Balz- und Brutgebiet	
8	1420-1500	historisch	Balz- und Brutgebiet	
9	1400-1480	historisch	Balz- und Brutgebiet	
10	1400-1440	aktuell	unregelmäßige Balz, Gesperre 2000	
11	1100-1160	aktuell	Balzbeobachtung 2002	
12	1180-1240	aktuell	Hennen-Hinweise 2001	Rechberger
13	1100-1550	aktuell	Hahn, Hennen-Hinweise	
14	1130-1160	aktuell gering	Gesperre 2001, Hennen-Nachweis 2002	Fuxjäger, Schoißwohl
15	1180-1220	aktuell	Balz 2000	Schoißwohl
16	960-1070	aktuell	Birkhuhn-Hinweis 1998, aktuell nicht besiedelt	
17	1200-1240	historisch ?	Losungsnachweis 2000	

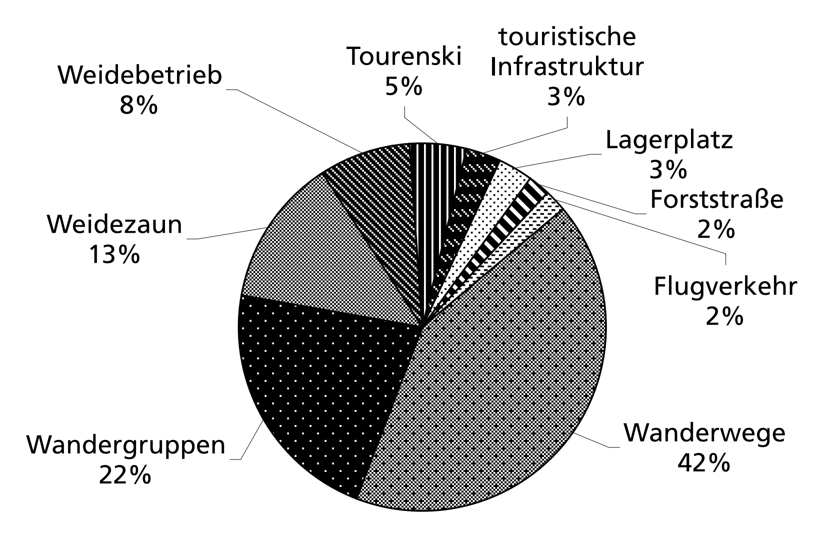


Abb. 39: Mögliche anthropogene Gefährdungsquellen im Birkhuhn-Lebensraum, n = 63; Zahl der direkten Beobachtungen und Nennungen bei der Mikrohabitatbewertung.
***Fig. 39**: Possible anthropogenic threats at Black Grouse records (n = 63): Wanderwege = footh paths, Wandergruppen = hikers, Weidezaun = fence.*

Zäunungen stellen zumindest eine Anfluggefahr für Birkhühner dar, vor allem dort, wo noch alte Drahtzäune mit Stacheldrähten vorhanden sind. Die Nähe der Aufenthaltsbereiche von Birkhühnern zu solchen Strukturen vor allem entlang von Waldrändern, an Geländekanten und Graten ist durch Beobachtungsdaten belegt. Bei abrupten Störungen oder Prädatorenattacken unter schlechten Sichtverhältnissen besteht hier ein Gefährdungspotenzial.

Haselhuhn

Historische Entwicklung

Der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft am oö. Landesmuseum ist es zu verdanken, dass beim Haselhuhn eine Dokumentation über die Arealentwicklung in Oberösterreich vorliegt (G. MAYER 1978). Aus dem Raum des Nationalpark Kalkalpen wurden darin die Angaben nebenstehender Tabelle 16 publiziert (die meisten Angaben nach F. MAYER briefl. 1968). Allerdings ist nicht angegeben, nach welcher Methode die Informationen erhoben wurden (Befragungen bei Jägern, Eigenbeobachtungen). Wir gehen davon aus, dass die Angaben als Mindestbestände zu werten sind.

Vergleicht man die Karte in MAYER (l.c.) mit der aktuellen Situation Oberösterreichs (BRADER & AUBRECHT 2003), so fällt auf, dass sich das Haselhuhn in diesen 20 Jahren auch etwas weiter in den Alpenraum zurückgezogen hat. Vor allem sind aber die zu dieser Zeit noch in Resten vorhandenen Populationen im Inn- und Hausruckviertel heute völlig erloschen.

Diese Tendenz zeichnete sich allerdings schon in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ab, als weite Bereiche

des Hausruck- und Kobernaußerwaldes bereits geräumt waren. Die Brückenfunktion zwischen den geschlossenen Vorkommen in der Böhmischen Masse und dem Alpenraum ist verloren, und heute klafft eine mindestens 40 – 50 km breite Lücke zwischen diesen Populationen – eine für diese ausgesprochenen Standvögel unüberwindliche Hürde.

Die Bejagung spielte bei dieser Raufußhuhnart in Mitteleuropa vermutlich eine relativ geringe Rolle und war einigen wenigen Spezialisten vorbehalten (SCHERZINGER 1977). Dennoch wurden in Oberösterreich von 1965 bis 1975 im Schnitt 64 Vögel – max. 127 Ex. 1968 – erlegt. Die Bejagung der Hähne während der Herbstbalz wurde vor allem im Mühlviertel betrieben, während im Alpenraum schon in den 1970er Jahren nur einzelne Vögel erlegt wurden (MAYER l.c.).

Dennoch ist bei der Bejagung des Haselhuhnes zu bedenken, dass die Vögel (im Gegensatz zu Auer- und Birkhuhn) monogam leben und die Paarbindung im Herbst stattfindet. Ob erlegte Hähne rasch nachbesetzt werden können, hängt also von der Dichte und Produktivität der jeweiligen Population ab. Bei ohnehin bereits ausgedünnten Beständen oder am sensiblen Arealrand ist das mehr als fraglich und der Jagddruck kann regional durchaus zum Erlöschen einer Haselhuhn-Population beitragen.

Aufgrund fehlender Langzeit-Untersuchungen sind keine konkreten Angaben zur Bestandsentwicklung am Alpennordrand möglich. Regionale Beobachtungen deuten aber an, dass auch in den Nördlichen Kalkalpen eine Ausdünnung der Bestände erfolgt ist. So stellte G. HASLINGER (mündl. Mitt.) im Inneren Almtal seit den 1970er Jahren einen deutlichen Rückgang der Art fest. Bei etwa konstanter zeitlicher Präsenz des Beobachters ist das Haselhuhn im Almseegebiet und der Umgebung auf regelmäßig begangenen Routen praktisch völlig verschwunden, während es früher eine verbreitete Erscheinung war. Auch Losungsfunde gelingen kaum mehr.

Die Gründe für diesen markanten Bestandseinbruch liegen im Unklaren und können zumindest nicht ausschließlich durch drastische Veränderungen im Lebensraum erklärt werden. Das Haselhuhn fehlt hier auch in Bereichen, in denen in den letzten Jahrzehnten augenscheinlich keine strukturelle Veränderung der Waldlebensräume stattfand.

Populationsentwicklung im Untersuchungsgebiet

Für das Gebiet des Nationalpark Kalkalpen und die unmittelbare Umgebung sind die Angaben konträr. H. HUBER (mündl. Mitt.) gibt für den Raum Großer und Kleiner Weißenbach eine Abnahme der Haselhuhn-Bestände in den letzten Jahrzehnten an. Die Hauptursache dafür sieht er in einem Zuwachsen von Schlagflächen und Aufforstungen. Traditionelle Schlafbäume im Tal des Großen Weißenbaches sind heute aufgegeben. Im Gebiet von Reichraming wird außerdem regional die Fichte gegenüber Tanne und Laubbaumarten immer noch massiv gefördert.

J. SCHOIßWOHL gibt für das südliche Sengsengebirge und den Raum Windischgarsten an, dass die Bestände in den letzten Jahrzehnten im Großen und Ganzen konstant geblieben sind. Allerdings treten kleinere Fluktuationen auf: So hatte das Haselhuhn um das Jahr 2000 ein Bestandshoch zu verzeichnen, und dürfte sich 2002 wieder auf dem etwas tieferen Niveau der Jahre zuvor eingependelt haben.

W. STECHER hält die Haselhuhn-Population im Bereich Bodinggraben-Blumaueralm-Haltersitz für ziemlich konstant. Während der letzten 30 Jahre ist ihm in diesem Revier keine Veränderung der Bestände aufgefallen.

Aktuelle Verbreitung

Ähnlich dem Auerhuhn zeigt auch das Haselhuhn ein geklumptes Verbreitungsbild (siehe Karte, Anhang). Die Verteilung der Populationszentren weicht jedoch zum Teil erheblich von der des Auerhuhnes ab. Der Schwerpunkt des Haselhuhn-Vorkommens liegt an den Südabhängen des Sengsengebirges, wobei besonders im Bereich Vorderer Rettenbach und nordöstlich von Windischgarsten die höchsten Dichten erreicht werden. Entgegen allen Erwartungen fehlt das Auerhuhn hier heute – abgesehen von ganz punktuellen Nachweisen – fast völlig.

Im westlichen Sengsengebirge ist das Haselhuhn bereits deutlich spärlicher vertreten und fehlt im nördlichen überhaupt großräumiger. Während der Hauptkamm des Sengsengebirges eine natürliche Verbreitungslücke darstellt, sind bisher aus dem zentralen und südöstlichen Hintergebirge nur wenige Nachweise bekannt. Hier fehlen auch die ansonsten häufigen Zufallsfunde an den Forststraßen.

Möglicherweise meidet das Haselhuhn Gebiete mit sehr starkem Höhenrelief, wie etwa die tief eingeschnittenen, felsigen, teils vergrasten und schattigen Bachschluchten. Allerdings ist hier – infolge kaum vorhandener Transekt- und Monitoringflächen – mit Erfassungslücken zu rechnen. Als Beispiel sei der Jörglgraben genannt. S. KLAUS (pers. Mitt.) gelangen in den Bachschluchten aber durchaus mehrfach Nachweise.

Offensichtlich gut besetzt sind dagegen plateauartige Bereiche, die eine große Flächenausdehnung innerhalb der montanen Stufe (v.a. von 1.000 – 1.300 m) aufweisen, wie etwa das Gebiet südlich des Größtenberges. Besonders augenscheinlich wird die Bevorzugung dieser Höhenstufe im nördlichen Hintergebirge.

Tab. 16: Haselhuhn-Bestandsschätzungen aus dem Großraum des Nationalparks Kalkalpen (Angaben nach F. Mayer 1968 briefl.; G. Mayer 1978).
***Tab. 16**: Estimates of abundance of Hazel Grouse in the limestone Alps of Upper Austria from the literature.*

Ort	Bestandsschätzung	Bemerkungen
Hinterstoder	30 Paare	u.a. Dietlhölle
Imitz-Oberweng (Windischgarsten)	8-10 Paare	
Kleinerberg-Wurbauerkogel	3 Paare	
Pannholz	4 Paare	
Rosenau	6-8 Paare	
Rumpelmairreuth-Steyrsteg	5-8 Paare	800-1200 m Seehöhe
Forsthaus Innerbreitenau, Blumaueralm, Santen	vorkommend, abnehmend	Rußmann mdl. 1975
Klaus, ostschauende Hänge des Steyrtales	4 Paare	
Frauenstein-Effertsbach	vorkommend	Höller briefl. 1968
Molln-Gaisberg	„häufig“	Gebetshuber mdl. 1968
Hengstpass-Maireck	2 Paare	Frühjahr 1971

Dieses Kerngebiet der Haselhuhn-Verbreitung ist weitgehend deckungsgleich mit dem bedeutendsten Auerhuhn-Vorkommen des Untersuchungsgebietes. Hier zeigt sich, dass gute Auerhuhn-Habitate auch dem Haselhuhn optimale Bedingungen bieten können. Die enge Verzahnung der Lebensraum-Ansprüche dieser beiden Arten war hier mehrfach festzustellen.

Die empirischen Abundanzen unterscheiden sich von bisherigen Modellüberlegungen (ERBER et al. 2000). Die höchsten Abundanzen wurden nicht im nördlichen Sengsengebirge festgestellt, sondern im südlichen. Dies könnte verschiedene Ursachen haben. Die expositionsbedingt höhere kleinklimatische Temperatur wirkt sich wahrscheinlich nicht direkt aus, da das Haselhuhn global in deutlich kälteren Klimaten floriert.

Die geringere Feuchte oder schnellere Abtrocknung nach häufigen Regenphasen könnte dagegen eine Rolle spielen, besonders für die noch nicht eigenwarmen Küken.

Mindestens ebenso plausibel erscheinen aber indirekte Effekte. Die besser ausgebildete Kraut- und Strauchschicht könnte das Nahrungsangebot in der Vorlegezeit verbessern (vgl. SWENSON l.c.).

Ebenso ist zu berücksichtigen, dass sich dadurch die Deckung gegenüber Luftfeinden entscheidend verbessert und das Prädationsrisiko sinkt. Eventuelle Unterschiede in den Fuchsdichten sollten überprüft werden (vgl. MARCSTRÖM et al. l.c.). Allerdings wäre diese Interpretation mit der Situation beim Auerhuhn nicht konsistent, da diese Art im südlichen Sengsengebirge fast fehlt. Möglicherweise sind aber Auerhuhn-Küken aufgrund der stärkeren Frequentierung offener Habitate gegenüber dem Fuchs anfälliger.

Populationsdichte

Die ermittelten linearen Dichtewerte entlang der 10 Transektrouten liegen zwischen 0,3 und 1,1 Revieren/km, sind also relativ inhomogen. Durchschnittswerte aller begangenen Strecken liegen aber immerhin noch bei 0,7 Revieren/km. Die höchsten Dichten ergaben sich erwartungsgemäß in Bereichen mit großflächiger Laubholzverjüngung, Dickungen, an gut strukturierten Bachläufen oder entlang von Lawinenschneisen.

Im deckungslosen und recht homogenen Fichtenhochwald, vor allem aber in reinen Buchen-Hallenwäldern fehlte das Haselhuhn dagegen völlig. Auf Strecken mit hohem Anteil an solchen pessimalen Waldstrukturen reduzierten sich die linearen Dichtewerte erheblich (z.B. Augustinkogel/Langfirst, Zorngraben, abschnittsweise Hinterer Rettenbach, Tab. 17, Abb. 40).

Im gesamten 200 km² großen Untersuchungsgebiet wurden im Zeitraum 2000 – 2002 113 – 122 Reviere gefunden (inklusive Zufallsbeobachtungen von Mitarbeitern der Nationalpark- und ÖBF-Verwaltung). Davon entfallen auf die ca. 185 km² Nationalparkfläche (Stand 2001) 81-87 Reviere.

Da beim Haselhuhn eine flächige Bearbeitung des gesamten Untersuchungsgebietes methodisch und vom Zeitbudget her weder möglich noch sinnvoll war, ist auch der Bearbeitungsstand entsprechend inhomogen. Außerdem sind weite Teile des Untersuchungsgebietes für die Art nicht nutzbar, vor allem die ausgedehnte Subalpinstufe des Sengsengebirges, sowie Felsareale.

Aus diesen Gründen ist es schwierig, eine Abundanz des Gesamtgebietes zu errechnen. Dies gilt auch für eine Hochrechnung der Ergebnisse der Transektzählungen auf Flächen (SCHERZINGER, mündl. Mitt). Einige der untersuchten Transekte waren aufgrund ihrer Lage an Bächen und grenzlinienreichen Waldstrukturen Optimalhabitate und sind deshalb nur bedingt übertragbar.

Es ist anzunehmen, dass besonders im zentralen und südöstlichen Hintergebirge das Haselhuhn noch wesentlich weiter verbreitet ist, als bisher bekannt ist. Aufgrund der gewählten Methode wurde im Kartierungszeitraum auch nur etwa 30 % der nach ERBER et al. (l.c.) „geeigneten“ bis „optimalen“ Flächen begangen.

Bei einer vorsichtigen Bestandsschätzung kann für das gesamte Untersuchungsgebiet von 200 km² daher von der doppelten bis dreifachen Populationsgröße ausgegangen werden. Demnach würde der Bestand etwa 220 – 360 Paare umfassen, innerhalb der Nationalpark-Grenzen 160-260. Jedenfalls ist damit die Angabe „mind. 11 Paare im Sengsen- und Hintergebirge“ (HOCHRATHNER 1995) zu revidieren.

Bisher waren aus ganz Österreich noch keine Siedlungsdichtewerte für das Haselhuhn bekannt (Atlas der

Brutvögel Österreichs, DVORAK et al. 1993), obwohl Österreich einen der größten Haselhuhn-Bestände Mitteleuropas aufweist.

Nach fünf Angaben in BERGMANN et al. (1996) beträgt die Herbstdichte in mitteleuropäischen Bergmischwäldern etwa 4,4 bis 11 Vögel/100 ha. Dies könnte man vereinfacht in 2-5 Reviere/100 ha umrechnen. Mitteleuropa kann allerdings nicht mit Verhältnissen der Taiga verglichen werden. Dort werden herbstliche Durchschnittswerte bis 65 Vögel/100 ha erreicht (Angara-Gebiet, BERGMANN et al. l.c.).

In Tab. 18 sind die Dichteangaben für vier gut untersuchte Teilflächen des Untersuchungsgebietes zusammengefasst, die zumindest teilweise Optimalhabitate darstellen. Die ermittelten Abundanzen im Nationalpark Kalkalpen und seiner unmittelbaren Umgebung liegen im Durchschnitt bei 3,2 bis 3,4 Revieren/100 ha und sind damit für mitteleuropäische Verhältnisse als gut einzustufen. Die festgestellte Dichte von 4,4 Revieren/100 ha im südlichen Sengsengebirge liegt sogar im obersten Bereich und ist demnach als günstig einzuschätzen.

Es war auffällig, dass kein einfacher Zusammenhang zwischen Dichte und Nahrungsangebot in Form von Weichlaubhölzern bestand. Vor allem Gebiete mit nördlicher Exposition und schattige Talschluchten waren kaum besiedelt, obwohl ein gutes Mischungsverhältnis aus Laubhölzern (Nahrung) und Jungfichten (Deckung) bestand. Beispiele dafür sind die Fliegenluckenmauer oder das Gebiet entlang des Blöttenbaches.

Dagegen waren strahlungsexponierte Hänge und Kuppen signifikant dichter besiedelt (Abb. 41).

Reproduktion

Aufgrund der verborgenen Lebensweise waren Daten zur Brutbiologie ungleich schwieriger zu erhalten als etwa beim Auerhuhn. Aufgrund des knapp bemessenen Zeitbudgets und der anders gelagerten Arbeitsschwerpunkte gelang beim Haselhuhn innerhalb der Kartierungsperiode nur ein Brutnachweis: Am 23.7.2001 entdeckte H. STEINER im Bereich der Kogleralm im südlichen Sengsengebirge auf 1.265 m eine führende Henne mit zwei bereits relativ großen Küken.

Außerdem berichtete B. SCHÖN (in verb.) von einer führenden Henne mit noch sehr kleinen Küken auf der Bärenriedlau.

Im Jahr 2000 teilte der Jagdausübungsberechtigte einen Gelegefund unmittelbar an seiner Jagdhütte am Lackerboden (südlich des Sperings) auf 1.190 m mit. Brutverdacht bestand weiters im Jaidhaustal in 1.340m, wo am 28.5.2002 eine Henne vermutlich nach einer Brutpause wieder den Neststandort anflog (A. SCHMALZER). Eine gezielte Nachsuche unterblieb aus Schutzgründen.

Tab. 17: Ergebnisse der Transekterhebungen beim Haselhuhn mittels Lockpfeife, Spurenkartierung und Aufscheuchmethode. Die festgestellten Abundanzen wurden nach folgender Methode berechnet: Der erfasste Streifen entlang der Transekte wurde nach WIESNER (zit. in BERGMANN et al. 1996) und SWENSON (1991) mit beidseitig 80 m angenommen. Nach SWENSON (1991) werden mit der Lockpfeife etwa 82 % der Hähne erfasst. Wir gehen davon aus, dass der Großteil der Reviere von Paaren bewohnt wurde, da häufig ein Paar-Partner akustisch oder optisch wahrgenommen werden konnte.
***Tab. 17**: Results of transect counts of Hazel Grouse. It was calculated that Hazel Grouse was registrated in a strip of 160 m along the transect. Seehöhe = elevation above sea level.*

Transekt-gebiet	Seehöhe m	Transekt-länge m	Fläche (ha) Länge x 160m Br.	Reviere n	Reviere/km pro km
Vorderer Rettenbach	540-1150	8400	134,4	9	1,1
Leitersteig-Eisboden	680-1410	8000	128	8	1,0
Gsol-Kogleralm	800-1300	4100	65,6	4	1,0
Größtenberg	946-1500	9480	151,68	9	0,9
Hinterer Rettenbach	580-940	5300	84,8	4	0,8
Wilder Graben-Schallhirtboden	500-1000	7400	118,4	5	0,7
Augustinkogel-Langfirst	1160-1450	6600	105,6	4	0,6
Holzgraben	870-1180	7160	114,56	3	0,4
Bodinggraben-Haltersitz	640-1450	6600	105,6	2	0,3
Zorngraben	850-1224	7890	126,24	2	0,3
gesamt (mit Wichtung)	**500-1500**	**70930**	**1134,88**	**50**	**0,7**

Ein Indiz für guten Bruterfolg im Jahr 2000 könnte die ausgesprochen hohe Territorialität der Hähne im Herbst gewesen sein. Zahlreiche Nachweise gelangen durch Reaktionen auf die Lockpfeife. Analog dazu hatte in dieser Saison auch das Auerhuhn aufgrund optimaler Witterung während der Schlüpf- und Führungszeit gute Nachwuchsraten, während 2001 (sehr schlechte Witterung im Frühsommer) nur vereinzelt erfolgreiche Auerhennen mit geringen Gesperregrößen zu finden waren.

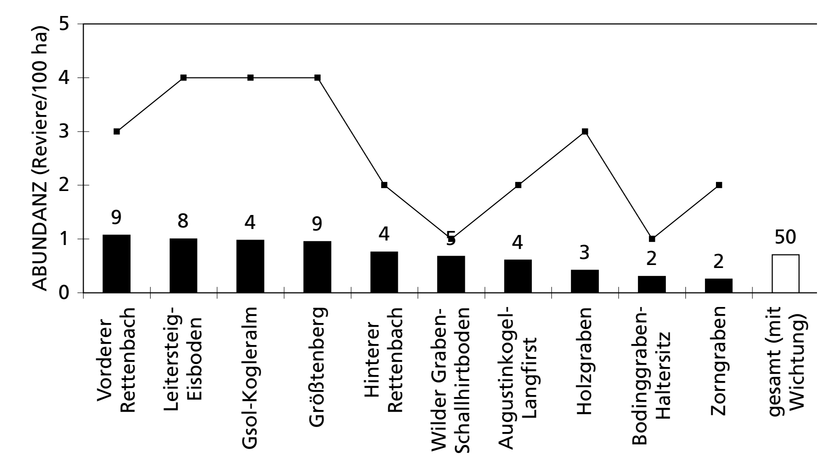


Abb. 40: Regionaler Vergleich der Abundanzen des Haselhuhns. Dichten auf Transekten, n = 50 Rev./70,9 km (Balken); Linie: Index für Wärmeexposition; Zahlen: absolute Revierzahlen.
***Fig. 40**: Regional variation of densities of Hazel Grouse. Line = index of exposure to radiation. Figures indicate absolute numbers of territories.*

Tab. 18: Bestandsdichte des Haselhuhnes auf vier ausgewählten Untersuchungsflächen.
***Tab. 18**: Density of Hazel Grouse on four study plots.*

Gebiet	Fläche (ha)	Höhenlage (m)	Reviere	Abundanz (Rev./100 ha)
Göritz/Mieseck	720	840 – 1.270	21 – 25	2,9 – 3,5
Haslersgatter	460	770 – 1.335	13	2,8
Vd. Rettenbach /Gsol	360	550 – 1.340	16	4,4
Größtenberg-Süd	380	1100 – 1.450	10 – 11	2,6 – 2,9
	∑ 1920 ha		∑ 60 – 65	∅ 3,2 – 3,4

Im Herbst 2001 war auch prompt die Reaktionsfreudigkeit der Haselhähne deutlich geringer. 2002 reagierten die Vögel kaufm auf Locken, trotz direkter und indirekter Nachweise in den betreffenden Gebieten.

Habitat und Habitatbewertung

Das Haselhuhn besiedelt eine breite Palette verschiedenster Waldstandorte und Entwicklungsstadien. Wesentlich ist wegen der ausgeprägten Standorttreue, dass alle im Jahreslauf auftretenden Bedürfnisse auf kleinstem Raum befriedigt werden. Entscheidend ist also ein eng verzahntes, kleinräumiges Mosaik aus lichtem Wald, Dickungen, kleinen Freiflächen und einer gut ausgeprägten Strauch- und Krautschicht. Vor allem Deckung und Nahrung müssen in unmittelbarer Nähe zueinander stehen.

Natürlicherweise werden diese Ansprüche in verschiedensten Waldgesellschaften erfüllt, soferne durch Sturm, Schneebruch, Waldbrand oder Zusammenbruch infolge Überalterung die Bestände gelichtet werden und einer Pioniervegetation Platz machen. An Bachläufen und in Steilhängen verhindern Hochwässer und Lawinen eine dauerhafte Bewaldung und fördern raschwüchsige Weichlaubhölzer (Abb. 42), denen im Haselhuhn-Habitat große Bedeutung zukommt.



Abb. 41: Signifikanter Einfluss der Wärme-Exposition des Geländes auf die Haselhuhn-Dichte. n = 10 Transekte, rs = 0.68, p = 0.016, one-tailed.
***Fig. 41**: Scatterplot of exposure to radiation versus density of Hazel grouse.*

Im Wirtschaftswald kommt dem Haselhuhn in erster Linie Plenterwirtschaft entgegen, die ähnliche Bereiche mit einem bunten Gemisch aus Altholz, Freiflächen und Verjüngungsinseln schafft.

Großflächige, monotone Altersklassenbestände wurden dagegen gemieden. Sie boten dem Haselhuhn wegen der aus Lichtmangel fehlenden Bodenvegetation weder Nahrung noch Deckung.

In den industriell bewirtschafteten Waldbeständen kann die Art nur mehr an deren Rändern existieren. Straßenböschungen, Schlagränder, Rückegassen oder die Säume von Almböden und Wildäsungsflächen liefern oft die entscheidenden Strukturelemente und die einzigen Randlinien im ansonsten monotonen Wirtschaftswald. In Sekundärhabitaten waren Haslhuhnreviere bevorzugt in solchen Bereichen zu finden.

Knospen, Blätter und Kätzchen von Weichlaubhölzern spielen als Nahrungsbasis neben Beerensträuchern (v.a. Heidelbeere, Himbeere) und Insekten eine wesentliche Rolle. Selbst reine Fichtenbestände (meist Stangenhölzer oder Dickungen) waren im Untersuchungsgebiet mehrfach besiedelt, sobald nur einzelne Erlen, Haselbüsche oder Weiden zu finden waren. Als Herbstnahrung kommt außerdem den Früchten von Eberesche und Mehlbeere Bedeutung zu.

Zwei Voraussetzungen für die großräumig recht hohen Bestandsdichten an der Südflanke des Sengsengebirges waren wohl die, dass im Gebiet Weichlaubhölzer noch verbreitet vorkommen, und zahlreiche dichte Verjüngungen vorhanden sind. Letztere gehen einerseits auf die Forstwirtschaft zurück, andererseits treten auch nennenswerte Naturverjüngungen entlang Lawinenzügen und Bachläufen auf.

Ein wichtiger Habitatparameter ist das Angebot an Staubbadeplätzen. Diese meist ausgesprochen sonnenexponiert gelegenen Huderstellen waren an Böschungsrändern, Waldrändern, Wurzelaufwürfen, am Fuß säbelwüchsiger Bäume, oder auch in vermoderndem Holz zu finden. Um das Sicherheitsbedürfnis zu befriedigen, müssen sie in unmittelbarer Nähe zu ausreichender Deckung liegen. Der Untergrund muss feines Substrat aufweisen und möglichst trocken sein.

Besondere Anziehungskraft scheinen Forststraßen in Steilhängen während des Winters zu haben. Sehr häufig werden in den tiefen Schneewächten, die sich hier bilden, Schlafhöhlen angelegt. Diese sind zur Zeit der Schneeschmelze aufgrund der sehr großen Losungshaufen besonders auffällig.

Handbuch Habitatparameter

Das Haselhuhn ist von den tiefsten Bachtälern ab 500 m Seehöhe regelmäßig verbreitet, steigt jedoch auch regelmäßig bis an die Waldgrenze bei 1400 m. Nachwei-

se in Höhen über 1000 m sind aufgrund der starken Begehung dieser Zone überrepräsentiert (Abb. 43).

Südliche und südöstliche Expositionen des Geländes wurden am zahlreichsten nachgewiesen (Abb. 44).

Die genutzte Geländeform war meist der mittlere Hangbereich (Abb. 45).

Bestandsphasen waren meist Stangenholz und Jungholz, aber auch viele Kombinationsformen mit einer Beteiligung von Stangenholz oder Jungholz, danach (meist lückige) Althölzer mit kleinen Störungsflächen (Abb. 46).

Betrachtet man die Häufigkeit der Nennungen aller Phasen im 30-Radius, so kommt die Häufigkeit von Jungholz/Dickung, Stangenholz und Altholz klar zum Ausdruck, während die Optimalphase trotz ihrer Häufigkeit nur wenig in Erscheinung tritt (Abb. 47).

Die Zwergstrauch-Schicht hatte in der großen Mehrzahl der Fälle nur eine geringe Bodendeckung von unter 25 % (Abb. 48).

Die Bodendeckung aller krautigen Pflanzen lag dagegen meist zwischen 25 und 75 % (Abb. 49).

Auch die Strauchschicht wies überwiegend eine Deckung von 25 – 75 % auf (Abb. 50).

Der Kronenschlussgrad lag in der Regel bei über 50 % (Abb. 51).

Ein Fichtenanteil war bemerkenswerterweise fast immer vorhanden und bewegte sich am öftesten zwischen 25 und 75 % (Abb. 52).

Der Buchenanteil fehlte gelegentlich, lag meist unter 25 % und nur äußerst selten über 50 % (Abb. 53).

Das Haselhuhn zeigte eine Präferenz von Lärche und Bergahorn und eine Meidung von Rotbuche (Abb. 54).

Insgesamt war die Fichte die vorherrschende Baumart in Haselhuhn-Aufenthaltsgebieten (Abb. 55).

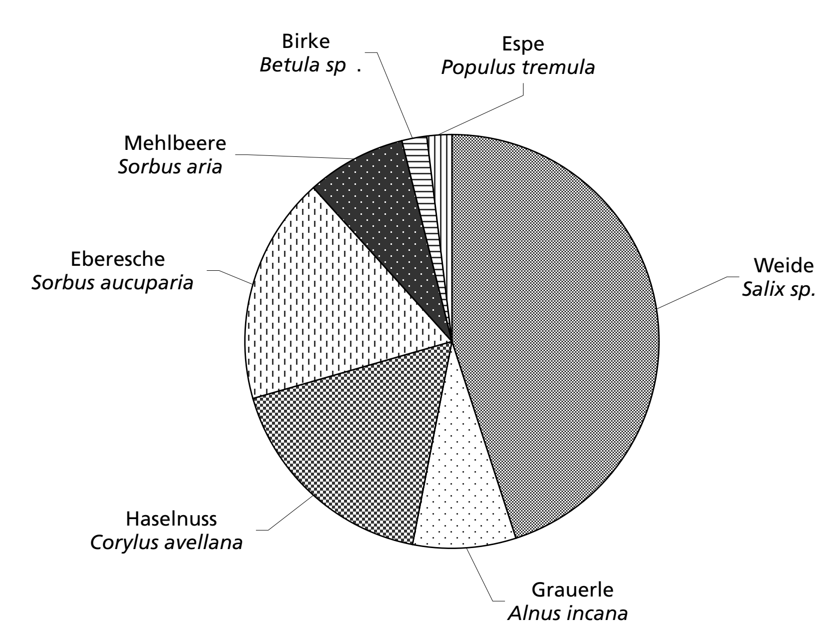


Abb. 42: Vorkommen von Weichlaubhölzern im 30-Meter-Radius um Fundpunkte des Haselhuhns im Nationalpark Kalkalpen (n = 35).
***Fig. 42**: Occurence of various soft-wood at records of Hazel Grouse in the study area (n = 35).*

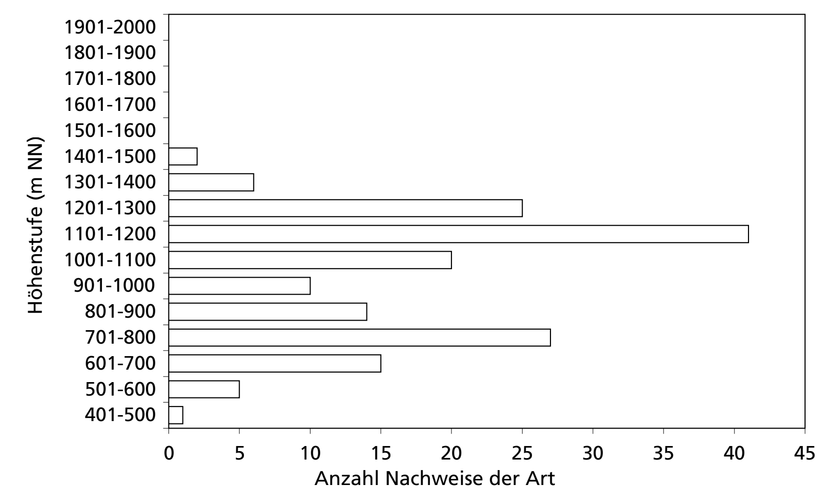


Abb. 43: Höhenverbreitung des Haselhuhns. Absolute Fundzahlen Wildtierdatenbank ohne Doppelzählungen, n = 166.
***Fig. 43**: Altitudinal distribution of Hazel Grouse in the study area.*

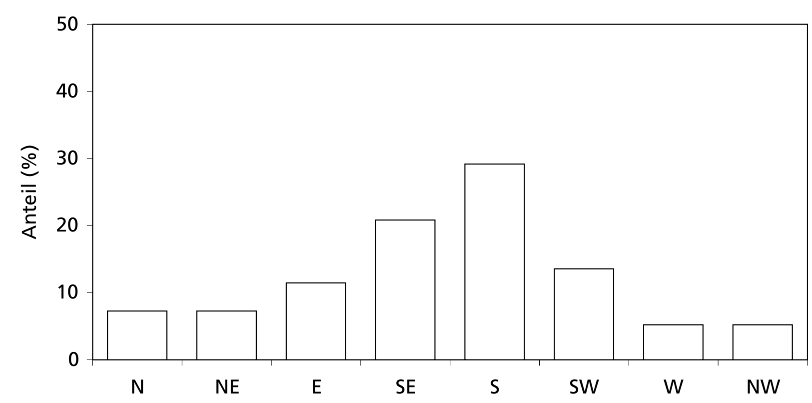


Abb. 44: Expositionswahl beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 96.
***Fig. 44**: Exposure at records of Hazel Grouse.*

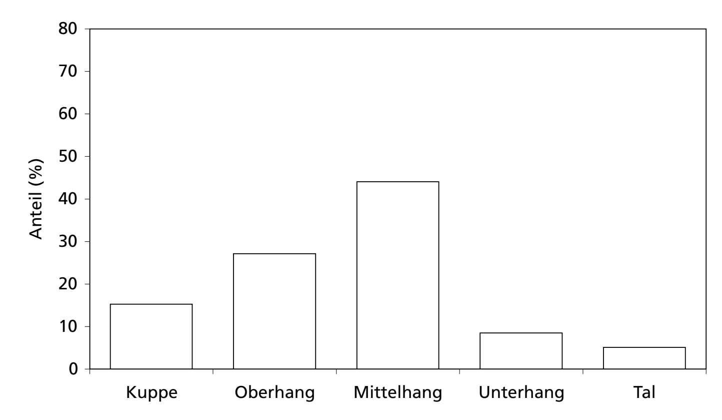


Abb. 45: Geländeformen beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 59.
Fig. 45*: Records of Hazel Grouse at different types of landscape surface. Kuppe = top of hills, Oberhang = higher slope, Mittelhang = central slope, Unterhang = lower slope, Tal = valley.*

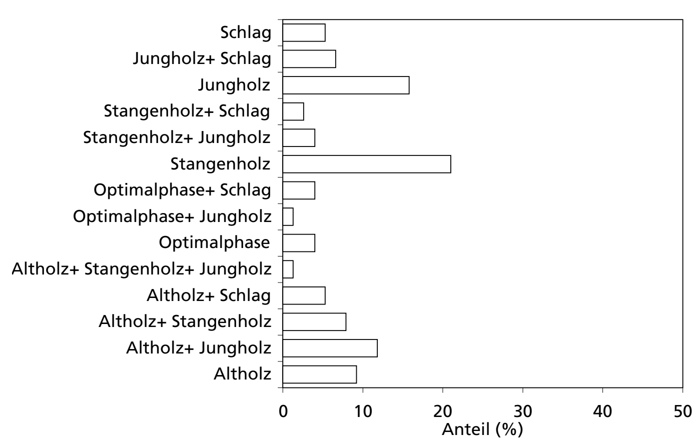


Abb. 46: Kombinationen von Bestandsphasen beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 76.
Fig. 46*: Successional stages at records of Hazel Grouse. From early to late stage: 1. Schlag = clearcut, 2. Jungholz, 3. Stangenholz, 4. Optimalphase, 5. Altholz = old growth forest.*

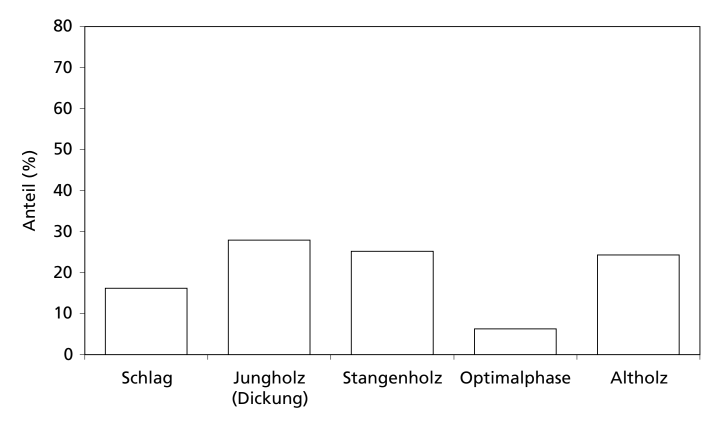


Abb. 47: Bestandsphasen beim Haselhuhn. (Mehrfachnennungen möglich) Erstnachweise auf Transekten n = 111 Phasen.
Fig. 47*: Successional stages at records of Hazel Grouse. From early to late stage: 1. Schlag = clearcut, 2. Jungholz, 3. Stangenholz, 4. Optimalphase, 5. Altholz = old growth forest.*

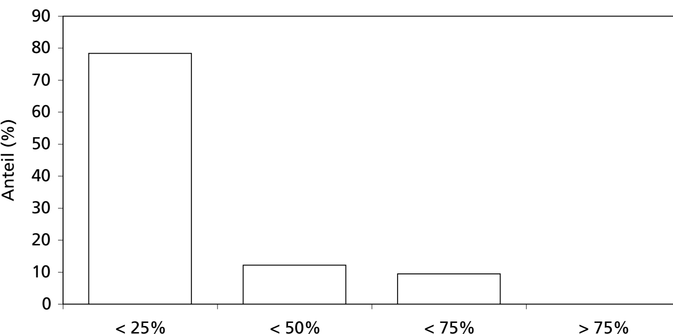


Abb. 48: Zwergsträucher-Deckung beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 74.
Fig. 48*: Cover of dwarf shrubs at records of Hazel Grouse.*

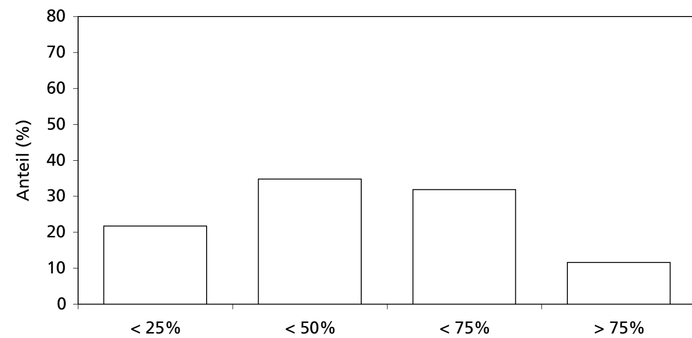


Abb. 49: Krautschicht-Deckung beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 69.
Fig. 49*: Cover of shrubs of < 0.5 m height at records of Hazel Grouse.*

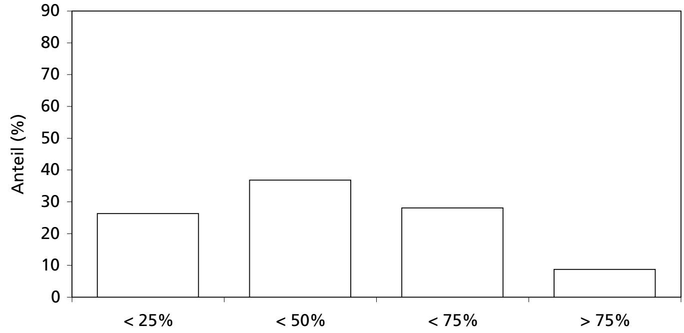


Abb. 50: Strauchschicht-Deckung beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 57.
Fig. 50*: Cover of shrubbery/bushes of > 0.5 m height at records of Hazel Grouse.*

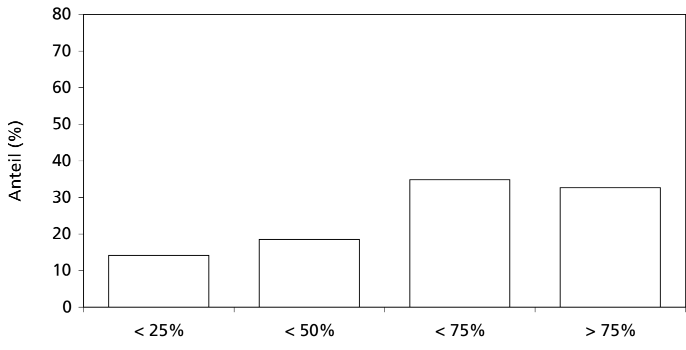


Abb. 51: Kronenschlussgrad beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 92.
Fig. 51*: Canopy closure at records of Hazel Grouse.*

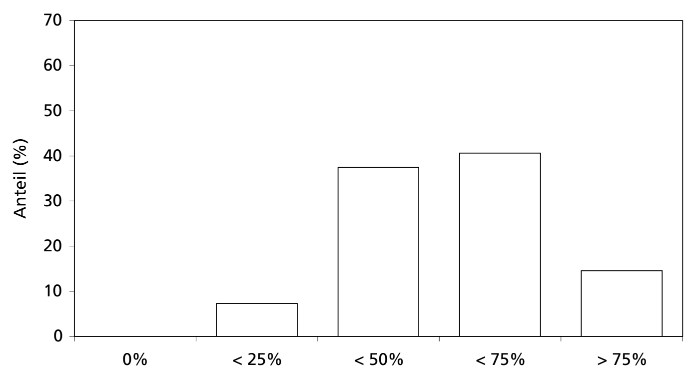


Abb. 52: Fichtenanteil beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 96.
***Fig. 52**: Percentage of spruce at records of Hazel Grouse.*

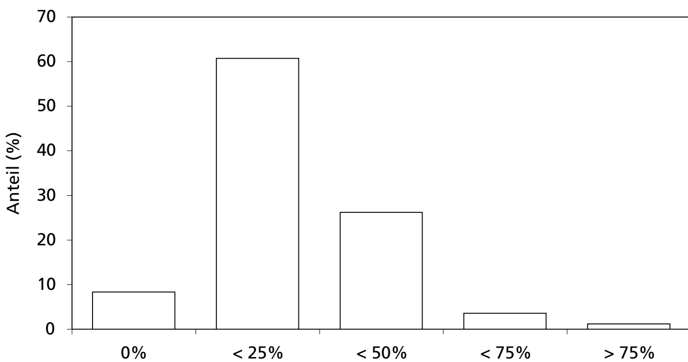


Abb. 53: Buchenanteil beim Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten, n = 84.
***Fig. 53**: Percentage of beech at records of Hazel Grouse.*

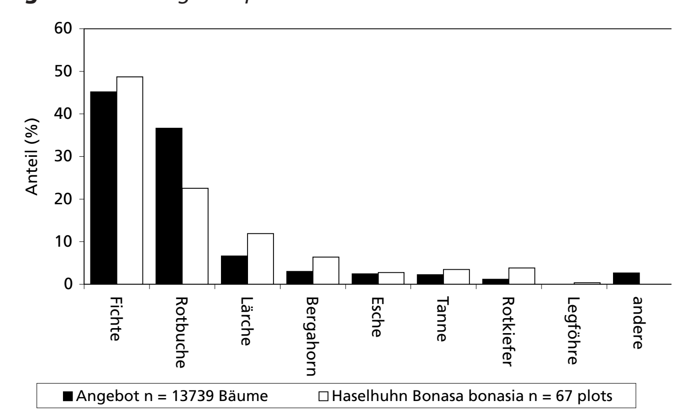


Abb. 54: Angebot an Baumarten im Nationalpark Kalkalpen und Nutzung durch das Haselhuhn. (Schätzungsindex-Hochrechnung) Erstnachweise auf Transekten
***Fig. 54**: Supply (filled columns) and use (open columns) of different tree species at records of Hazel Grouse. Fichte = norway spruce Picea abies, Rotbuche = beech Fagus sylvatica, Lärche = larch Larix decidua, Bergahorn = maple Acer sp., Esche = ash Fraxinus excelsior, Tanne = fir Abies alba, Rotkiefer = pine Pinus sp., Legföhre = Pinus mugo, andere = others.*

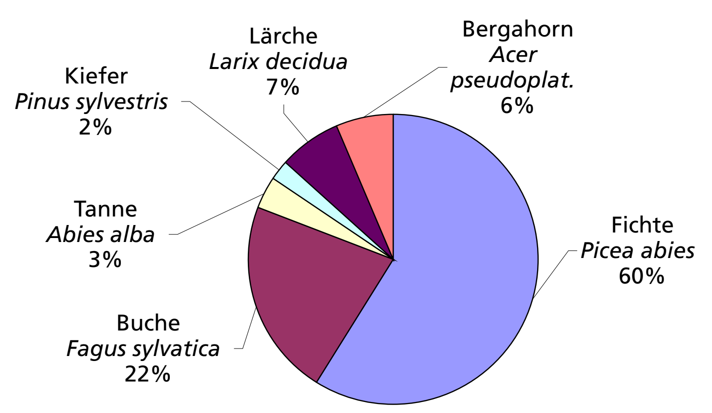


Abb. 55: Kumulative Darstellung der Baumartensummen von 35 Aufnahmepunkten beim Haselhuhn.
***Fig. 55**: Sums of tree species at records of Hazel Grouse.*

Artenvergleich

Ebene des Mikrohabitates

Exposition

Alle drei Raufußhuhnarten hielten sich vorwiegend in südlichen und südöstlichen Lagen auf (Abb. 56). Dies könnte mit dem allgemein kühlen, niederschlagsreichen Hochlagenklima und dem Vorherrschen von Westwinden, aber auch dem Angebot spezifischer Habitate (Birkhuhn) zusammenhängen.

Geländeneigung und geomorphologische Geländewahl

Alle Arten hielten sich überwiegend in gering geneigten Hanglagen auf – die im Lebensraumangebot eher selten vorkamen (Abb. 57). Am stärksten traf dies auf das hochlagenbewohnende Birkhuhn und am wenigsten auf das tieflagenbewohnende Haselhuhn zu. Die Unterschiede zwischen den Arten waren gering.

Das Auerhuhn hielt sich relativ stärker im Gipfelbereich auf als das Haselhuhn, das auch Talbereiche nutzte (Abb. 58).

Zwergsträucher

Deckung, Nahrung und Klimaschutz durch die Bodenvegetation sind nach bisherigen Kenntnissen als besonders wichtige Lebensraum-Faktoren anzusehen. Wie die Abbildung zeigt, wies der Großteil der Auerhuhn-Fundpunkte eine geringere Deckung als 25 % auf (Abb. 59). Das Auerhuhn nutzt im Nationalpark im Unterschied zu bisherigen Untersuchungen also keine geschlossene Zwergstrauchschicht. Bei derart geringer Dichte können Zwergsträucher damit auch nicht die Funktion der Deckung übernehmen.

Krautschicht

Die Krautschicht aus Kräutern, Gräsern und Farnen zeigte im Unterschied zu den Zwergsträuchern eine deutlich stärkere Ausprägung (Abb. 60). Die Funktion der Deckung wird also durch andere Pflanzen übernom-

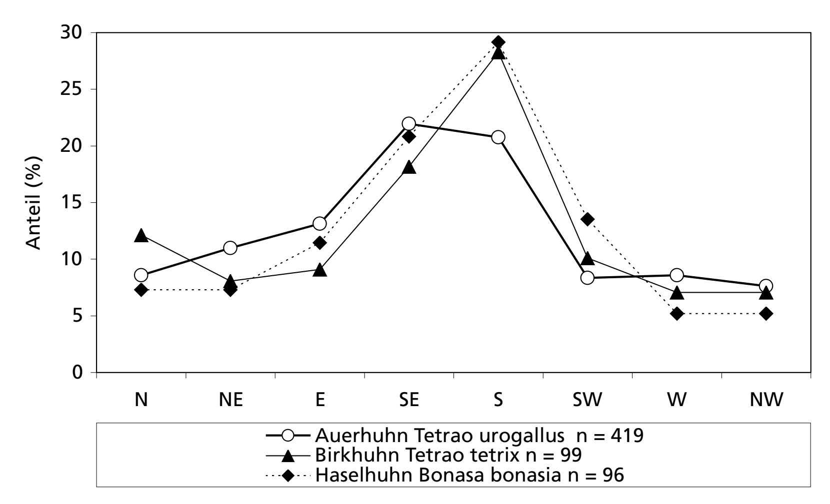


Abb. 56: Expositionswahl der Raufußhühner Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 56**: Exposure at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

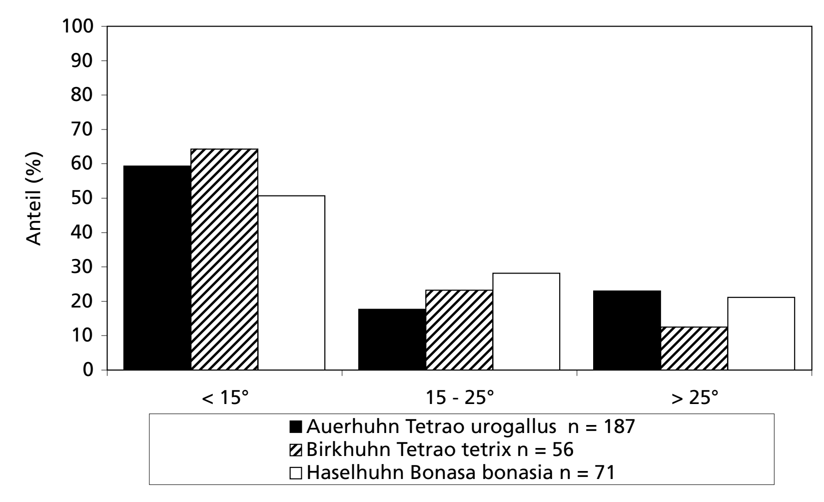


Abb. 57: Wahl verschieden steiler Hanglagen durch drei Raufußhuhnarten. Erstnachweise auf Transekten
***Fig. 57**: Steepness of slope at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

men. Bei Auer- und Haselhuhn besteht eine ähnliche Tendenz, das Auerhuhn bevorzugt aber eine geschlossenere Krautschicht als das Haselhuhn. Dies steht wohl im Zusammenhang mit einer geringer ausgeprägten Strauchschicht.

Der Deckungsgrad der Krautschicht insgesamt lag beim Auerhuhn überwiegend bei 50 – 75 %, beim Haselhuhn bei 25 – 50 % (Abb. 60).

Strauchschicht

Hasel- und auch Birkhuhn ertragen eine dichtere Strauchschicht als das Auerhuhn (Abb. 61).

Qualitative Aufnahmen ohne Anspruch auf Repräsentativität erbrachten bei den einzelnen Arten folgende Nennungen (Daten von 2000):

Auerhuhn (n = 58 Datenpunkte): Heidelbeere 33 x, *Rubus* sp. 23 x (darunter Himbeere mindestens 5 x sowie Brombeere mindestens 3 x), Rotbuche 8 x, Farne 7 x, Fichte 4 x, Alpenrose 2 x, und Eberesche, Weide und *Gentiana* sp. je 1 x.

Haselhuhn (n = 20 Datenpunkte): Weiden 7 x, Fichte 5 x, Heidelbeere 5 x, Hasel 4 x, Rotbuche 3 x, Eberesche, Bergahorn und Erica je 2 x, und Esche, Preiselbeere, Wacholder, Latsche, Föhre, *Lonicera* sp. (Heckenkirsche) und Brennessel je 1 x.

Die Daten zeigen insbesondere eine hohe Diversität von Laubhölzern beim Haselhuhn.

Baumschicht

Der Kronenschluss war beim Birkhuhn am offensten, beim Auerhuhn intermediär und beim Haselhuhn am geschlossensten (Abb. 62). Dies passt gut mit den bisherigen Kenntnissen über die Einnischung in die Waldsukzession zusammen.

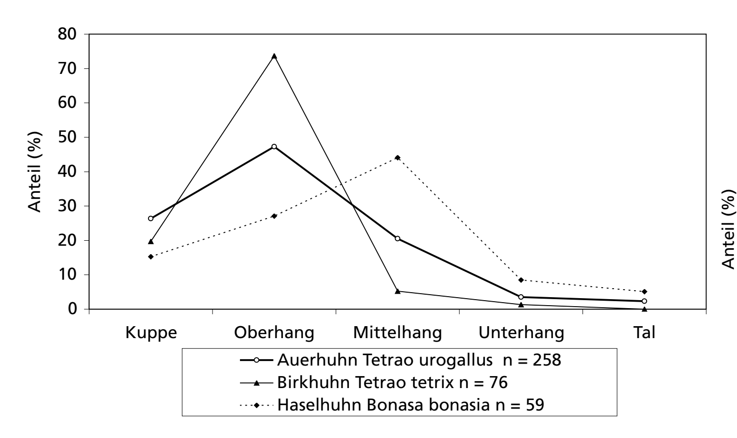


Abb. 58: Aufenthalt in Kuppen-, Hang und Tallagen. Erstnachweise auf Transekten
***Fig. 58**: Grouse records at different types of landscape surface. Kuppe = top of hills, Oberhang = higher slope, Mittelhang = central slope, Unterhang = lower slope, Tal = valley.Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

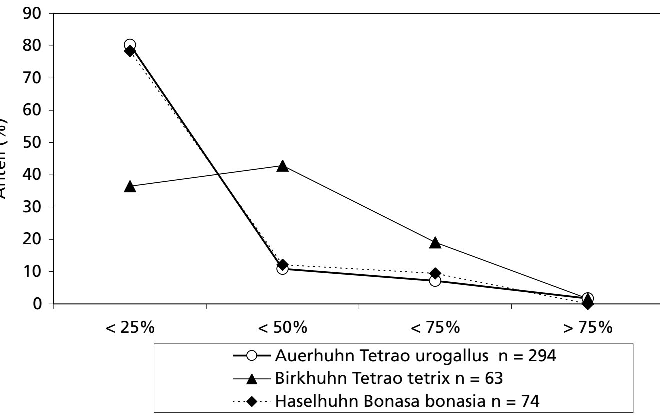


Abb. 59: Bodendeckung der Zwergstrauch-Schicht im Vergleich der Raufußhuhn-Arten. Erstnachweise auf Transekten
***Fig. 59**: Cover of dwarf shrubs at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

Die Werte lagen beim Auerhuhn meist bei 50 – 75 %, beim Birkhuhn bei < 25 % und beim Haselhuhn bei > 75 %.

Als weitere Messgröße wurde die Baumartenzusammensetzung aufgenommen. Die Fichte war Hauptbaumart des Gebietes. Beim Birkhuhn war diese Art aufgrund der hohen Lärchenanteile am geringsten vertreten, stärker beim Haselhuhn und noch etwas mehr beim Auerhuhn (Abb. 63). Allerdings machte sie auch bei den beiden letzten Arten meistens nicht mehr als 50 – 75 % der Bäume im 30 m – Radius aus. Dies kann als Hinweis darauf gelten, dass eine gewisse Baumartenmischung bevorzugt wurde.

Die Rotbuche war erwartungsgemäß in Birkhuhn-Lebensräumen kaum vertreten. Sowohl beim Haselhuhn als auch beim Auerhuhn, die sich hier kaum unterschieden, nahmen Buchen meist weniger als ein Viertel der Bäume ein (Abb. 64).

Die Lärche war bei Haselhuhn und Auerhuhn meist untergeordnet oder gar nicht vertreten, während sie in Birkhuhn-Lebensräumen am häufigsten ein Viertel bis zur Hälfte der Bäume ausmachte (Abb. 65).

Summarisch kann also gefolgert werden, dass Auerhühner fichtenreiche, mit Buchen untermischte Wälder bewohnten, denen sekundär Lärche und danach Tanne und Bergahorn beigemengt waren, während auf die Kiefer bisher verzichtet wurde (Abb.). Die Kiefer wird in anderen Gebieten bevorzugt (z.B. KLAUS et al. 1986, STORCH 1995). Offensichtlich ist diese Bevorzugung nicht obligatorisch, was auch für die Tanne gilt.

Birkhühner bewohnten meist reine Lärchen-Fichten-Gebiete, soferne die Gebiete überhaupt Baumbestände trugen. Die Lebensräume des Haselhuhns glichen zumindest nach der Baumschicht-Artenzusammensetzung weitgehend denen des Auerhuhns.

Die Baumartendiversität unterschied sich bei den Raufußhuhnarten überraschend wenig, wenn auch das Haselhuhn tendenziell die höchste Artenzahl aufwies (Abb. 66). Die Strauchschicht und die Vegetationsstruktur dürften also weit wichtiger sein als die Waldbäume. Beim Birkhuhn ist zu beachten, dass die Latschenkiefer als Baumart gewertet wurde, und ansonsten eine geringere Zahl resultiert hätte.

Die Baumartenzahl war bei Birkhühnern am geringsten (1 – 3), bei Auerhühnern etwas höher, bei Haselhühnern ähnlich, aber etwas seltener bei 1 – 2 und etwas öfter bei 4 – 6 (Abb. 67).

Bestand und Waldrandsituation

Im Folgenden ist die Verteilung von Altersklassen wiedergegeben. Aus diesem Parameter geht nicht hervor,

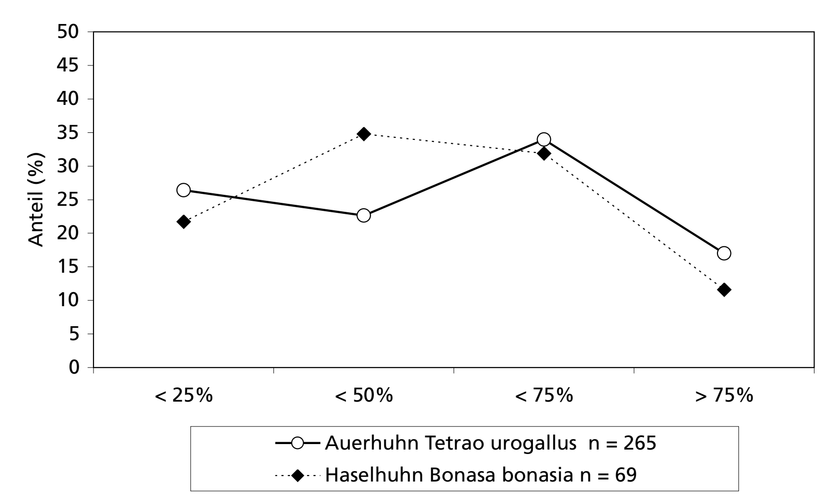


Abb. 60: Bodendeckung der Krautschicht im Vergleich der Raufußhuhn-Arten. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 60**: Cover of ground vegetation at records of Capercaillie and Hazel Grouse.*

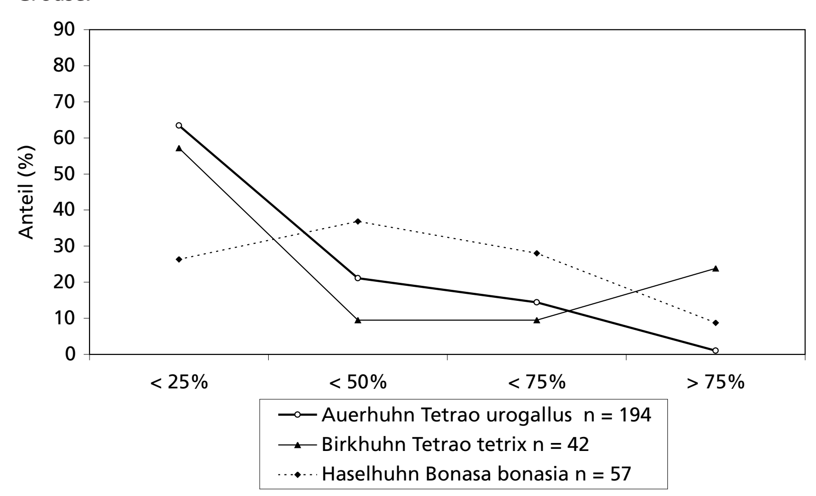


Abb. 61: Strauchschicht im Artenvergleich. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 61**: Cover of shrubbery/bushes of a height of > 0.5 m at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

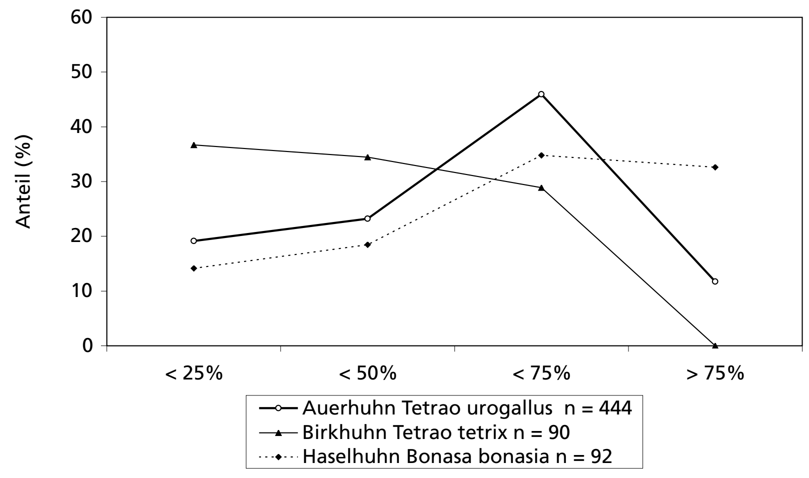


Abb. 62: Kronenschluss der Raufußhuhn-Aufenthaltsorte. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 62**: Canopy closure at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

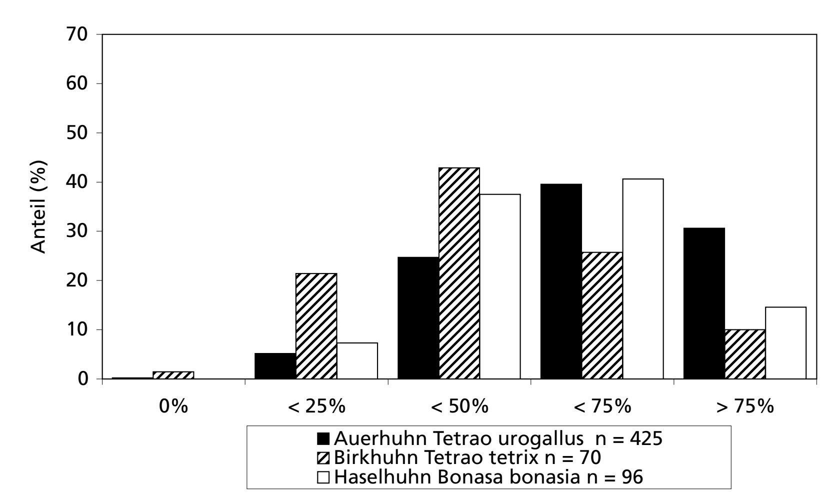


Abb. 63: Anteile der Fichte im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 63**: Proportion of spruce at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

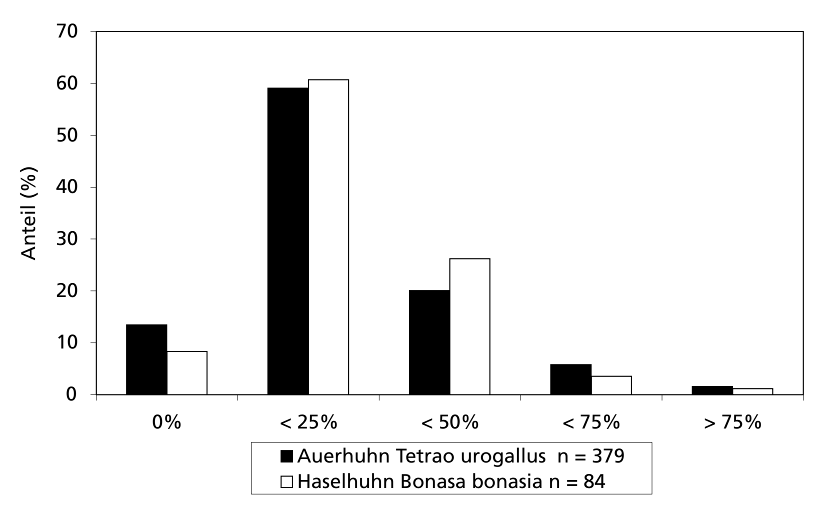


Abb. 64: Anteile der Rotbuche im 30 m – Radius der Standorte von Auerhuhn und Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten
F***ig. 64**: Proportion of beech at records of Capercaillie and Hazel Grouse.*

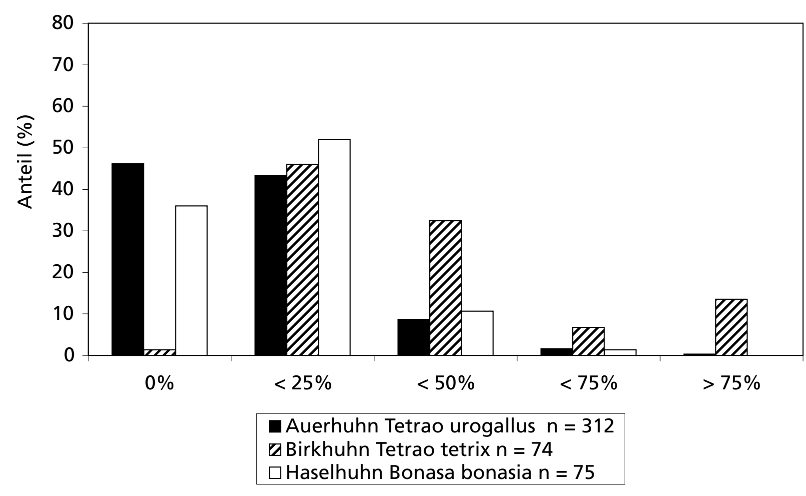


Abb. 65: Anteile der Lärche im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 65**: Proportion of larch at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

dass die entscheidenden Kriterien oft alle Arten von Unregelmäßigkeiten im Bestandsaufbau waren, wie Störstellen, vom Wind durchbrochene Bereiche oder ähnliches.

Die wichtigsten Kombinationen von Bestandsphasen im 30-Umkreis waren beim Auerhuhn mehr „Altholz“ und „Optimalphase“ als beim Haselhuhn, beim Haselhuhn vergleichsweise mehr „Altholz+Stangenholz“, „Stangenholz“, „Stangenholz+Jungholz“, „Jungholz“ und „Jungholz+Schlag“. Auf einzelne Phasen gerechnet, wurden beim Auerhuhn mehr „Altholz“ und „Optimalphase“, und beim Haselhuhn mehr „Jungholz“ und „Stangenholz“ genannt (Abb. 68, 69).

Bei der minimalen Waldrandentfernung auf Schlägen überschritt das Auerhuhn im Gegensatz zum Haselhuhn Werte von 40 Metern und erreichte bis zu 160 Meter (Abb. 70).

Bei den nächstgelegenen Waldrändern konnte bisher keine eindeutige Präferenz von Südexpositionen gezeigt werden (Abb. 71).

Ameisenhügel waren bei Auerhühnern stärker vorhanden als bei Haselhühnern, in den meisten Fällen jedoch eher selten (Abb. 72). Das kaum vom Auerhuhn genutzte südliche Sengsengebirge war sehr reich an Ameisenhügeln.

Ebene des Makrohabitates
Eine zukünftige Auswertung des Datenmaterials über Distanzen zu Forststraßen und Waldrändern verspräche wichtige Einblicke.

Ebene der Population

Höhenverbreitung

Das Vorkommen des Auerhuhns weist einen klaren Schwerpunkt in den Lagen zwischen 900 und 1300 m Seehöhe auf (Abb. 73-75). Es fällt auf, dass die Besiedlung kontinuierlich bis 1300 m ansteigt und dann ziemlich abrupt endet. Möglicherweise spielt hier eine Rolle, dass in geringeren Höhenlagen der Feinddruck allmählich zunimmt, während ab einer gewissen Höhengrenze die Witterung zur Reproduktion nicht mehr geeignet ist. Hier sei auf das Kapitel Diskussion verwiesen. Grundsätzlich ist die Höhenverteilung mit den anderen Raufußhuhnarten sowie dem Angebot an Höhenstufen im Gebiet zu vergleichen.

Das Birkhuhn weist einen Schwerpunkt zwischen 1400 und 1700 m auf. Die Überlappungszone zur Auerhuhn-Verbreitung reicht von 1200 bis 1500 m.

Das Haselhuhn besiedelt nach den bisherigen vorläufigen Ergebnissen die Höhenstufe von 500 m (Beginn des Untersuchungsgebietes) bis 1500 m. Die Überlappung zur Auerhuhn-Verbreitung ist fast vollständig,

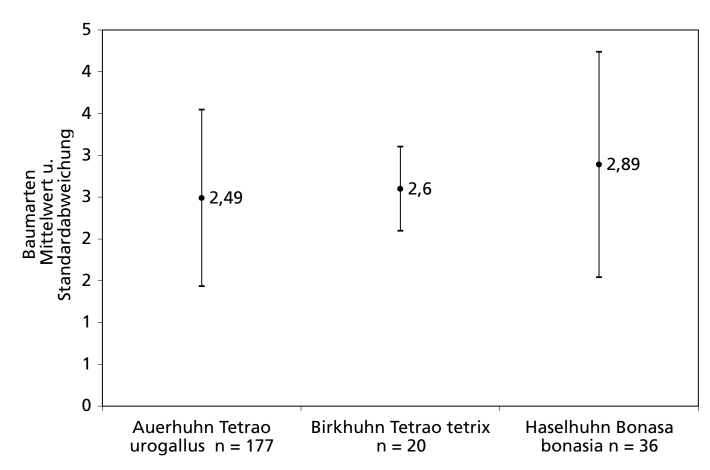


Abb. 66: Mittlere Baumartenzahlen inkl. Latsche in den Mikrohabitaten der Raufußhuhnarten.
***Fig. 66**: Mean number of tree species at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

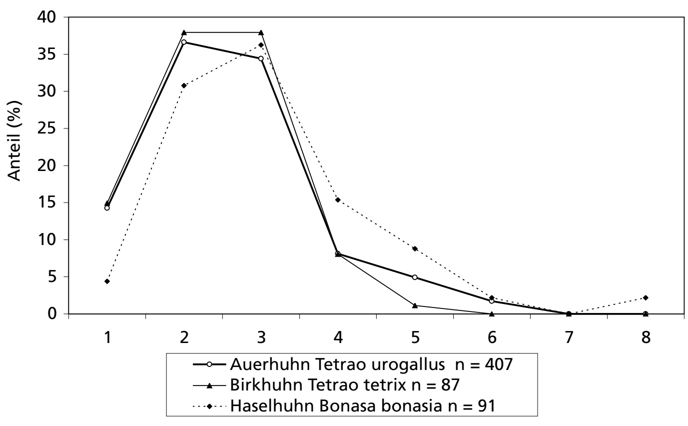


Abb. 67: Verteilung der Baumartenzahl bei den Raufußhuhnarten. Erstnachweise auf Transekten
***Fig. 67**: Number of tree species at records of Capercaillie, Black Grouse, Hazel Grouse.*

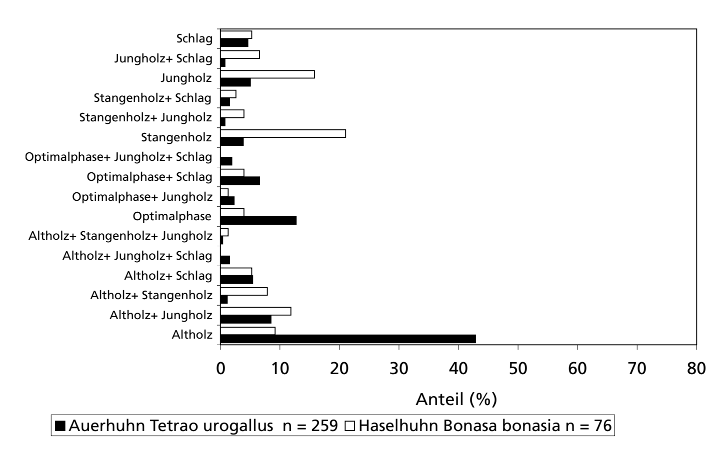


Abb. 68: Kombinationen von Bestandsphasen im Mikrohabitat von Auer- und Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 68**: Different combinations of successional stages at records of Hazel Grouse (open columns) and Capercaillie (filled columns). From early to late stage: 1. Schlag = clearcut, 2. Jungholz, 3. Stangenholz, 4. Optimalphase, 5. Altholz = old growth forest.*

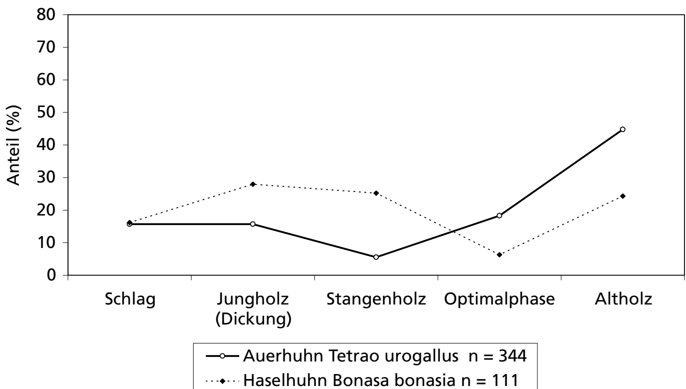


Abb. 69: Häufigkeit der Nennung von Bestandsphasen unter Einschluss von Mischformen (Mehrfachnennungen möglich). Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 69**: Successional stages at records of Hazel Grouse (filled symbols) and Capercaillie (open circles). From early to late stage: 1. Schlag = clearcut, 2. Jungholz, 3. Stangenholz, 4. Optimalphase, 5. Altholz = old growth forest.*

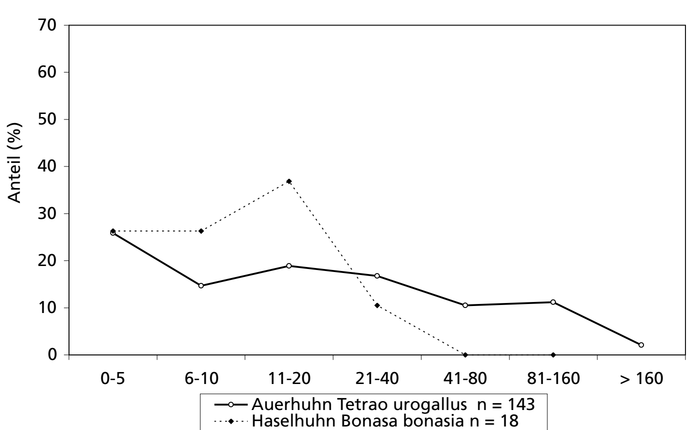


Abb. 70: Vergleich der Distanzen zum nächstgelegenen Waldrand bei Auer- und Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 70**: Distance to nearest forest edge at records of Capercaillie and Hazel Grouse.*

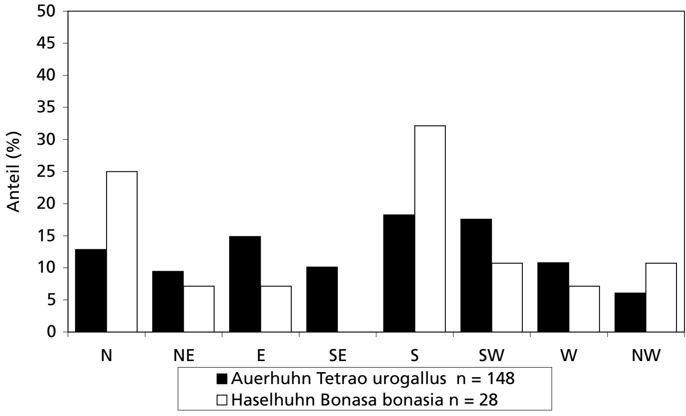


Abb. 71: Expositionen des nächsten Waldrandes. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 71**: Exposure of nearest forest edges at records of Capercaillie and Hazel Grouse.*

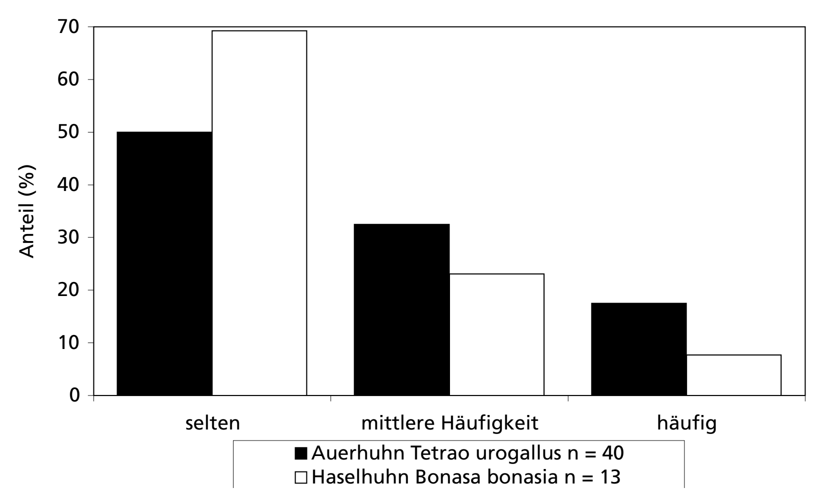


Abb. 72: Häufigkeitsunterschiede von Ameisenhügeln in Auer- und Haselhuhn-Lebensräumen. Erstnachweise auf Transekten.
***Fig. 72**: Abundance of hills of forest ants at records of Capercaillie and Hazel Grouse. Selten = rare; mittlere Häufigkeit = medium abundance; häufig = abundant.*

sie beginnt bei 600 m. Im Unterschied zum Auerhuhn siedeln aber beträchtliche Populationsteile unter 900 m und nur noch marginale über 1200 m.

In der Steiermark liegen die Vorkommen beim Auerhuhn zwischen 700/900 und 1700 m (PRÄSENT 1997a). In Vorarlberg brütet es von 1000 bis 1700 m (KILZER 1991c).

In der Steiermark liegen die Vorkommen beim Birkhuhn zwischen 1200 und 2000 m (ZECHNER 1997). In Vorarlberg besiedelt es Höhenlagen von 1300 bis 1970 m (KILZER 1991b).

Österreichweit liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Haselhuhns bei 800 – 1300 m (DVORAK et al. 1993).

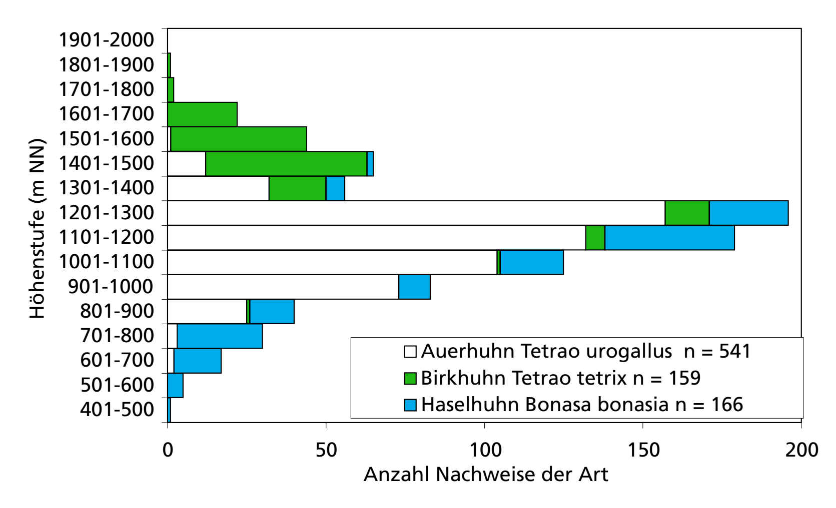


Abb. 73: Höhenauftreten der Raufußhuhnarten, bezogen auf alle Nachweise der jeweiligen Art. Daten nicht nach Seehöhen-Angebot korrigiert. Diese Darstellungsform (absolute Fundzahlen ohne Doppelzählungen) bevorzugt das Auerhuhn, dessen Losungen am auffälligsten sind.
***Fig. 73**: All grouse records according to altitude. Data are biased towards Capercaillie and towards elevations of > 1000 m a.s.l.*

Dies stimmt also gut mit den kalkalpinen Ergebnissen überein. In den Kalkalpen reicht der Schwerpunkt wohl wegen der tieferliegenden Waldgrenze nicht ganz so hoch wie in Gesamtösterreich. In der Steiermark liegen die Vorkommen zwischen 600 und 1500 m (PRÄSENT 1997b), in Vorarlberg werden 1700 m erreicht (KILZER 1991a).

Aktuelle Gefährdungsfaktoren

In aktuellen und potenziellen Raufußhuhn-Lebensräumen wurden sehr unterschiedliche mögliche anthropogene Störquellen und Gefährdungen qualitativ festgestellt. Diese sind innerhalb und außerhalb des Nationalparks unterschiedlich stark vertreten. Großräumig sind die Auswirkungen von Veränderungen der Waldstruktur und der Artenzusammensetzung der Biozönose als weitreichender einzustufen als direkte Störungen. Gerade in touristisch beworbenen Nationalparks sollten aber auch letztere nicht unterschätzt werden.

- **Forstarbeiten** in Kern-Lebensräumen zur Fortpflanzungszeit.
- **Zäune**. Das größte Risiko ging von hunderte Meter langen Wildschutzzäunen aus, die teilweise durchgerissen und nicht funktionstüchtig waren, wohl aber ein großes Kollisionsrisiko für Raufußhühner, Eulen und Greifvögel bildeten (wenig außerhalb der Nationalpark-Grenzen). Auch teilweise eingewachsene Weidezäune aus Stacheldraht wurden mehrfach festgestellt. Wildverbiss-Kontrollzäune befanden sich in mehr als 15 Fällen in guten Auerhuhn-Habitaten, nämlich flachen Kuppen mit lichtem Baumbestand und Zwergsträuchern. Mehrfach wurde Auerhuhn-Losung in weniger als 10 m Nähe festgestellt. Dies führt bei überraschendem Feinderscheinen zu eingeschränkten Fluchtmöglichkeiten, was für den Erfolg der Flucht ausschlaggebend sein kann. H. HUBER (in verb.) beobachtete, wie ein durch einen Menschen überraschter Auerhahn gegen einen Kontrollzaun flog und in der Folge nur noch zu Fuß das Weite suchen konnte. Dies wäre im Falle eines tierischen Feindes (Fuchs, Hund, Steinadler) tödlich.
- **Verkehr auf Forststraßen.** Verursachende Quellen waren Forstarbeiter, Jagdausübende, der Betrieb der Ebenforstalm, der Betrieb der Paragleiter-Absprungstelle am Kleinerberg, Mountainbiker und Motocrossfahrer. Dies führte nachweislich mehrfach zur Unterbrechung von Kopulationsversuchen, erzwungenem Aufbaumen und damit energetischen Kosten samt Prädatorenexposition, Trennung des Nachwuchses von der führenden Henne, oder längerer Unterbrechung der Nahrungsaufnahme.
- Begangene **Wanderwege** konnten nur bei geringem Besucheraufkommen als Habitat genutzt werden. Ei-

ne problematische Konstellation war jene, wenn Wanderwege entlang flacher Kuppen führten, da dies oft die einzigen geeigneten Auerhuhn-Habitate waren. Bei der Errichtung von Rundwanderwegen sollte darauf geachtet werden, dass sie durch keine Auerhuhn-Vorkommen führen.

- **Flugverkehr** durch Paragleiter, Drachenflieger und Verkehrsflugzeuge. In einem Fall wurde durch ein Verkehrsflugzeug eine längere Unterbrechung der Nahrungsaufnahme sowie Sicherverhalten eines baumäsenden Auerhahnes ausgelöst (A. SCHMALZER). Die Problematik trifft auch auf Steinadler zu (panische Flucht in hintersten Horstbereich, N. PÜHRINGER).
- Frisch errichtete **Jagd**einrichtungen in halboffenen Auerhuhn-Lebensräumen (mehrfach Hochsitze sowie Salzlecken innerhalb des Nationalparks) sowie frequentierte Jägersteige.
- Freilaufende **Hunde** wurden in drei Fällen gesichtet.

Als langfristige Beeinträchtigungen des Lebensraumes wurden festgestellt:

- Zu große Kahlschläge, sowie Abtrieb und Fragmentierung zusammenhängender Altholzbestände.
- Zu *hoher* Beweidungsdruck im Weidewald und damit Fehlen einer deckungsbietenden Zwergstrauchschicht in mehr als 5 Fällen. Damit sitzen Auerhennen und Küken für Habichte wie auf dem Präsentierteller.
- Zu *geringe* Herbivorenbeweidung, gerade im Waldgrenzbereich für das Birkhuhn nachteilig. Dies ist sicher das größere Problem. Der Rückgang der Waldweide aus Gründen der Holzwirtschaft ist für Raufußhühner sicher äußerst ungünstig. Megaherbivoren spielten in der Urlandschaft eine unersetzbare Rolle für Auflichtung und Strukturschaffung und lösten eine positive Kettenreaktion für die Biodiversität aus. Gerade Nationalparks bieten sich aufgrund ihrer IUCN-gemäßen Zielsetzung für den großräumigen Einsatz von Rindern oder auch Elchen an (siehe auch BEUTLER 1992, BUNZEL-DRÜKE et al. 1994, SCHERZINGER 1996, STEINER 2003, FINCK et al. 2004).

Prädatoren und Prädation

Im Rahmen der Begehungen des Gebietes wurden alle Daten über Prädatoren in aktuellen Raufußhuhn-Lebensräumen festgehalten. Bei Raubsäugern wurden in der Regel Losungsfunde oder Spuren aufgefunden, bei Luftfeinden handelte es sich fast nur um direkte Sichtkontakte. Selbstverständlich ist die Häufigkeitsrelation der Einzelarten methodisch nicht vergleichbar.

Der Akt der Prädation spielt sich meist in Sekundenbruchteilen in unübersichtlicher Vegetation ab, und

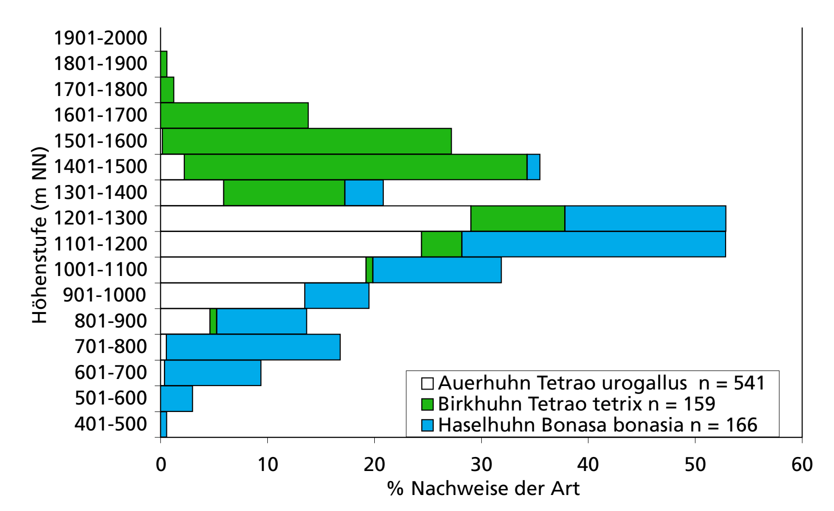


Abb. 74: Höhenauftreten der Raufußhuhnarten, wobei jeweils alle Artnachweise auf 100 % gesetzt wurden. Damit sind die Arten nicht absolut, sondern nur relativ vergleichbar, da beispielsweise das Birkhuhn seltener als das Haselhuhn ist. Erstnachweise auf Transekten.
Fig. 74: All grouse records according to altitude. Data are biased towards elevations of > 1000 m a.s.l.

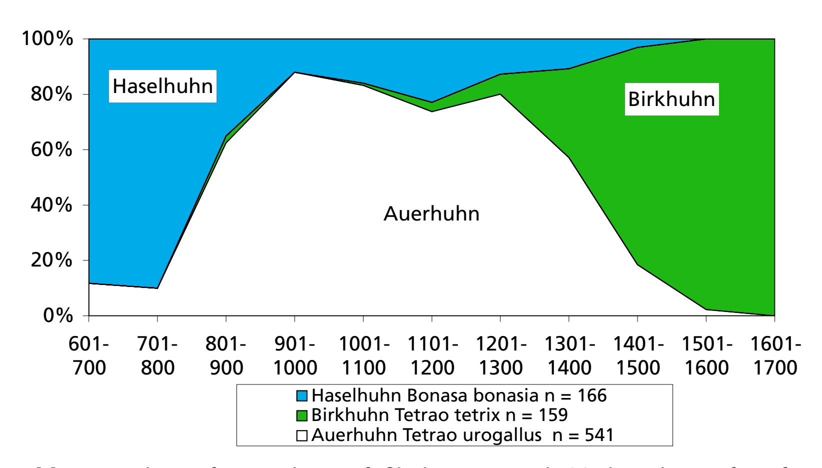


Abb. 75: Höhenauftreten der Raufußhuhnarten, wobei jede Höhenstufe auf 100 % gesetzt wurde. Dies führt zu einer Überrepräsentierung des Auerhuhns, das in den jeweiligen Höhenzonen leichter nachzuweisen war als etwa das Haselhuhn. Erstnachweise auf Transekten; vereinfachende Annahme: gleiche Auffindbarkeit.
***Fig. 75**: All grouse records according to altitude. Data are biased towards Capercaillie.*

tritt im Leben eines Greifvogels verhältnismäßig selten auf. Deshalb liegen zum Vermögen einzelner Greifvögel in verschiedenen Jahreszeiten und unter den verschiedenen Umweltverhältnissen noch längst keine vollständigen Kenntnisse vor. Dies gilt besonders für den alpinen Raum. Folglich kommt direkten Einzelbeobachtungen großer informativer Wert zu.

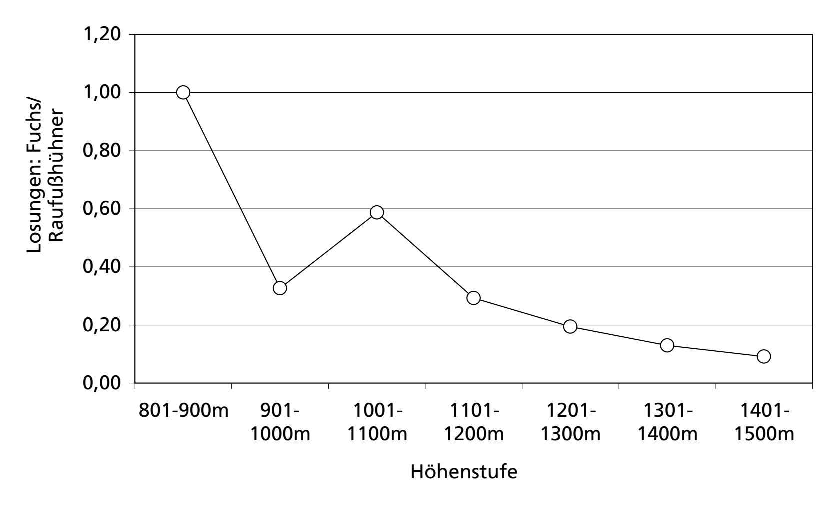


Abb. 76: Vorliegende Daten zur relativen Vertikalverbreitung des Fuchses im Nationalpark Kalkalpen, im Verhältnis zu Raufußhühnern. n = 125 + 419. Transekte Nationalpark Kalkalpen.
Fig. 76*: Faecal density counts: Relation between fox and grouse in relation to altitude.*

Raubsäuger

Fuchs

Der Fuchs wird in zahlreichen Arbeiten als wichtigster Raufußhuhn-Prädator eingeschätzt (Marcström et al. 1988, Storaas et al. 1999, Kasprzykowski 2002, Summers et al. 2004). In diesem Zusammenhang wird die Minderung der Habitatqualität für Raufußhühner in Randgebieten von Kulturland, Siedlungen, Schlägen oder Verkehrswegen gesehen (Wegge et al. 1992, Andren 1994, Kurki, Helle et al. 1997, Kurki, Nikula et al. 1997, Kurki et al. 2000, Borchtchevski et al. 2003, Baines et al. 2004). In diesem Zusammenhang wird auch die Unmöglichkeit gesehen, das großräumige Auftreten des Auerhuhns mit Waldstruktur-Parametern zu erklären (Storch 2002).

In Oberösterreich stieg die Fuchsstrecke von 1970 bis 2005 von jährlich etwa 4000 Stück auf etw 7000 Stück (Reisetbauer 2007).

Fuchs-Losungen wurden im gesamten Gebiet verbreitet angetroffen (vgl. Berberich 1989). Mehrfach wurde Tagaktivität nachgewiesen, wie Mäusefang oder Komfortverhalten sowohl an Schlägen, Forststraßenböschungen als auch Almweiden. Dies könnte eine Reaktion auf die im Nationalpark eingestellte Bejagung sein.

Es gab kaum Forststraßenabschnitte ohne Losungen. Viele Raubtiere wie Tiger (*Panthera tigris*), Luchs (*Lynx lynx*) oder Fuchs nutzen auf ihren ausgedehnten Streifzügen wie der Mensch bevorzugt lineare Strukturen mit vermindertem Raumwiderstand (Heptner & Naumov 1974, Matjuschkin 1978). Forststraßen ermöglichen aufgrund dieser Eigenschaft ein wesentlich effektiveres Eindringen in Waldgebiete. Überdies sind die mäusereichen Böschungen bevorzugte Jagdhabitate.

Schwerpunkte der Höhenverbreitung erreichten durchaus noch die Reproduktionszentren des Auerhuhnes in 900 – 1300 m Höhe, wenn auch die Hauptvorkommen anscheinend etwas tiefer lagen (Abb. 76). Von daher sind Lagen über 1300 m für die Auerhuhn-Reproduktion günstiger. Vom Klima dagegen geht ein gegenläufiger Einfluss aus.

Befahrene Fuchsbaue wurden auch in größeren Höhenlagen registriert, wie am Lahnerkögel bei 1200 m. H. Uhl (in verb.) konnte winterliche Fuchsfährten auch in ca. 1700 m Seehöhe am Schillereck über der Baumgrenze beobachten. Wahrscheinlich handelt es sich dabei um nächtliche Streifzüge. Dabei besteht die Möglichkeit, dass in Schneehöhlen ruhende Raufußhühner erbeutet werden (vgl. Spidso et al. 1997).

Die Regulation der Fuchsdichte erfolgt in echten Wildnis-Landschaften über schneereiche Winter und übergeordnete Prädatoren wie Luchs, Kojote oder Wolf, möglicherweise auch große Adler (Heptner & Naumov 1974, Matjuschkin 1978, Brüll 1984, Bibikow 1988, Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998, Sunde et al. 1999, Fedriani et al. 2000, Selås & Vik 2006, CIC Wildlife 2007).

Erst Kulturlandschaften mit ihrem zusätzlichen Nahrungsangebot und der Eliminierung von Seuchen wie der Tollwut ermöglichen eine Erhöhung der Fuchsdichte auf das mehr als Hundertfache. Im Nationlparkbereich kommen gegenwärtig Steinadler und auch der Luchs als Regulatoren in Frage. Regelmäßige Erbeutung durch Steinadler ist nachgewiesen, besonders von Jungen (s.u.). Dieses Prädationsrisiko kann offensichtlich Tagaktivität des Fuchses nicht verhindern, jedoch möglicherweise die Frequentierung besonders offener, deckungsarmer Habitate einschränken.

Marderartige

Der Baummarder (*Martes martes*) tritt nach Losungsfunden zu urteilen ebenfalls verbreitet bis an die Waldgrenze auf. Mehrfach wurde auch Tagaktivität nachgewiesen. Diese Art ist in der Lage, Auerhähne im Schlafbaum zu reißen (Wegge et al. 1990). In Oberösterreich stieg die Marderstrecke (*M. martes* und *M. foina*) von 1970 bis 2005 von 1000 auf 5000 Stück (Reisetbauer 2007).

Dachse (*Meles meles*) drangen in überraschend große Höhen vor. 13 Nachweise reichten kontinuierlich bis 1400 m Seehöhe. Befahrene Baue wurden am Schallhirtboden auf 960 m und am Wolfskopf auf ca. 1100 m Höhe festgestellt.

Die Nachweise konzentrierten sich im Umkreis größerer Almflächen wie Ebenforstalm, Schaumbergalm und Anlaufalm. Der Dachs zeigt während der bevorzug-

ten Nahrungssuche auf Regenwürmer ein besonders systematisches Foragierverhalten. Deshalb wird er in manchen Jägerkreisen im Vergleich zum Fuchs als ernsthafterer Raufußhuhn-Gelegeprädator eingeschätzt. Wissenschaftliche Untersuchungen zu dieser Frage liegen bisher kaum vor. I. STORCH (pers. Mitt.) stellte jedoch mittels Kunstnest-Exposition eine erhöhte Prädationsrate im Umkreis von Almen fest. Daran könnte der Dachs neben anderen Arten mitbeteiligt sein.

Hermelin (*Mustela erminea*, Veichltal) sowie Mauswiesel (*Mustela nivalis*, Zöbelboden) wurden ebenfalls tagaktiv angetroffen.

Luchs (*Lynx lynx*)

Luchse können zwar regelmäßig Raufußhühner erbeuten (MATJUSCHKIN 1978). Aufgrund ihrer geringen Dichte ist der Effekt jedoch ungleich geringer als bei Füchsen.

Während J. LAAß (pers. Mitt.) unter Schweizer Gebirgsverhältnissen den Einfluss der gesättigten Luchspopulation als nicht ausreichend einschätzt, um die äußerst hohe Fuchsdichte zu reduzieren, liegen aus Russland Hinweise darauf vor, dass Luchse Fuchs-Populationen unter schneereichen Bedingungen sogar aufreiben können (*intraguild predation*, MATJUSCHKIN 1978). Dies wäre ein positiver Effekt für Raufußhühner.

Wildschwein (*Sus scrofa*)

Bei direkter und indirekter anthropogener Förderung durch Fütterung (wie Kirrung im Auerhuhngebiet Freiwald/Böhmische Masse, A. SCHMALZER) und Ackerbau kann das Wildschwein aufgrund hoher Reproduktions- und geringer Prädationsraten (Fehlen des Wolfes) beträchtliche Dichten erreichen. Es zählt zu den Prädatoren von waldbewohnenden Bodenbrütern (GATTER 2000, SANIGA 2003). In manchen Gebieten, wie Norddeutschland oder Tschechien, wurden dadurch bei größeren Bodenbrütern signifikante Rückgänge in Reproduktionserfolg und Bestand festgestellt (KLAFS & STÜBS 1987).

Gegenwärtig ist das Wildschwein dabei, das Nationalparkgebiet wiederzubesiedeln. Aufgrund der harten Winter und des im Bergwald eher spärlichen Nahrungsangebotes (Bucheckern) sind möglicherweise keine Dichten zu erwarten, die den Raufußhuhn-Bruterfolg ernsthaft tangieren. Diesbezügliche Untersuchungen wären jedoch wünschenswert.

Mäusebussard

Der Mäusebussard ist in erster Linie Kükenprädator. Er kann jedoch unter bestimmten Umständen auch adulte Birkhühner erbeuten.

Mäusebussarde waren an nahezu allen Schlägen, Lichtungen, Almen und Forstraßen bei der Ansitzjagd anzutreffen. Dies betraf auch solche Schläge, in denen sich Auerhühner aufhielten (Losungsfunde). Im Sommer wurde auch regelmäßig im Wald gejagt, wofür etliche direkte Beobachtungen vorlagen (vgl. STEINER 1999). Es gelangen auch Brutnachweise inmitten der Waldzone. Ein regelmäßiger Brutplatz existierte im Bereich Steinschlag/Ebenforstalm, einem Kükenaufzuchtgebiet.

Alle Höhenlagen bis zur Waldgrenze wurden häufig frequentiert (Abb. 77). Gelegentlich wurden bis zu 5 Individuen gleichzeitig festgestellt, etwa im Bereich der Sonntagsmauer.

Das Vorkommen des Mäusebussards war im Vergleich zu Raufußhühnern bis 1200 m stärker, und ab 1300-1400 m eindeutig schwächer (Abb. 77). Deshalb könnten diese höheren Lagen besser für die Aufzucht von Auerhuhn-Küken geeignet sein.

Es bestand nämlich eine starke Überschneidung der Habitate von Mäusebussarden und Auerhennen. Es war kein seltener Anblick, wenn Mäusebussarde von Schlägen abstrichen oder auf solchen einfielen, an denen sich Auerhuhn-Losung fand. Mehrfach konnten auf denselben Baumstümpfen sowohl Mäusebussard-Dunen als auch Auerhuhn-Losung festgestellt werden. Insgesamt war es kaum vorstellbar, dass sich führende Hennen an Schlagrändern aufhielten, ohne dass nicht innerhalb weniger Stunden Mäusebussarde in der Nähe auftauchten.

Dies würde im Falle einer Feindvermeidung, wie Drücken oder Abwandern, die Unterbindung der Nahrungsaufnahme bedeuten. Bei feucht-kalter Witterung würde dies schnell zu Unterkühlung und zum Tod der Küken führen. Außerdem könnten dann die Jungen auch nicht ungestört gehudert werden.

Es wäre zu prüfen, ob Gesperre mit Ausweichen in benachbarte Wälder reagieren können. Allerdings wäre zur Deckung der Überlebensbedürfnisse eine abwechselnd lückige Krautschicht zur Vermeidung von Durchnässung, eine gewisse Einstrahlung auch für das Insekten-Angebot, sowie Verstecke in Form von Krautschicht-Horsten nötig. Diese Vegetationsstrukturen finden sich meist nur an Schlagrändern. Jedenfalls sind die Teilverluste beim Auerhuhn sehr hoch, und meist erreichen nur 1-3 Junge von 8-10 geschlüpften den Herbst. Welchen Anteil der Fuchs und welchen die Luftfeinde haben, sollte künftig untersucht werden.

Bei Moorschneehühnern wurde ein Einfluss der Deckung auf die Verluste durch Kornweihen nachgewiesen (AMAR et al. 2004). Analoges könnte für den Einfluss des Mäusebussards auf Raufußhühner gelten.

Der Mäusebussard als Nahrungsgeneralist

Die Dichte des Prädators bestimmt die Relevanz von Prädationseffekten wesentlich mit. Mäusebussarde

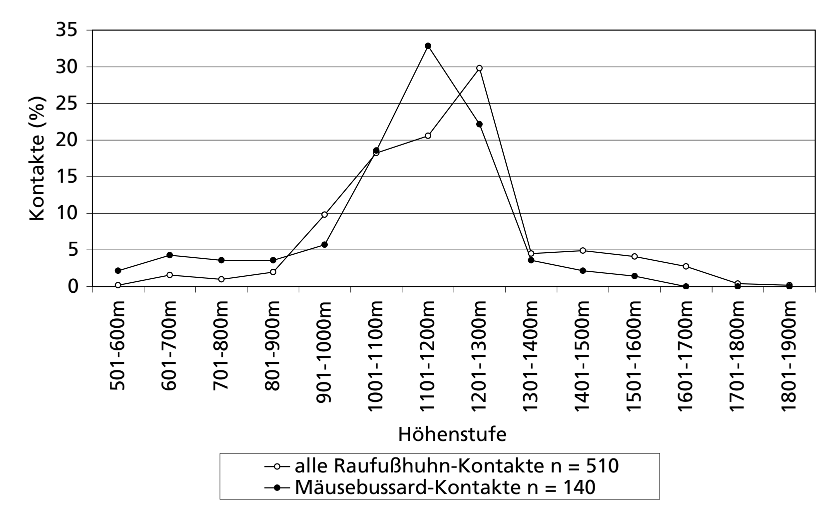


Abb. 77: Vertikalverbreitung des Mäusebussards im Nationalpark Kalkalpen in Relation zu den Raufußhühnern (nur sitzende oder tief fliegende Vögel gewertet).
***Fig. 77**: Altitudinal distribution of Common Buzzard (filled circles) in relation to grouse records (open circles).*

und große Waldeulen, in Mitteleuropa der Waldkauz, sind wichtige Prädatoren von Jungvögeln des Waldes, wie Raufußhuhnküken, und in dieser Funktion wohl effektiver als der Habicht (vgl. JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). Sie sind in Mitteleuropa deutlich häufiger als in Nordeuropa. Im Vergleich zum Habicht erreichen sie in Mitteleuropa mindestens um den Faktor 10 höhere Abundanzen.

Deshalb ist festzuhalten: Bisher wurde im Schrifttum als relevanter Feind fast nur der Habicht – ein Altvogelprädator – diskutiert, die Jungvogelprädatoren Mäusebussard und Waldkauz sind aber möglicherweise wichtiger.

Hinweise auf diese Zusammenhänge liegen auch aus dem Nationalpark Kalkalpen vor. Es gibt kaum lichte Stellen im Wald, wo im Sommer keine ansitzjagenden Mäusebussarde anzutreffen sind. Dort herrscht mit Mäusen und Waldeidechsen das beste Beuteangebot. Eben diese Stellen waren bevorzugte Aufenthaltsorte der führenden Auerhennen, wie Losungs- und Mauserfederfunde belegten.

Die Auerhuhn-Gesperre sind gezwungen, sich an diesen Stellen aufzuhalten, da nur hier ausreichend Wärme, Insektennahrung und eine gewisse Deckung vorhanden sind, die im bodenkahlen Buchenmischwald nicht geboten werden.

Eine analoge Raumbelegung kann nachts für Waldkäuze angenommen werden und wurde im Kasberg-Gebiet im Einzelfall auch schon nachgewiesen (H. STEINER pers. Beob.).

Bisher kaum bekannt war der Mäusebussard als Prädator adulter Birkhühner. Im Zuge der Untersuchungen der Waldviertler Birkhuhnpopulation konnten in den 1990er Jahren zwei solche Fälle dokumentiert werden, was aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit von hohem Wert ist (A. SCHMALZER).

In ersten Fall saß ein Bussard stundenlang an einem Balzplatz in unmittelbarer Nähe der Hähne, sodass offenbar eine Gewöhnung eintrat. Dann sprang er plötzlich auf einen Hahn und tötete ihn mit den Fängen. Im zweiten Fall wurde ein in einem Baum sitzender Hahn während einer Nebelperiode im Herbst 2001 gegriffen.

Auch im Jahr 2001, als eine starke Bestandsdepression und Totalausfall der Birkhuhn-Reproduktion auftrat, kam es zu Birkhuhn-Prädation. Dies kann ein Hinweis auf invers dichteabhängige Prädation sein. Diese Form der Prädation kann Beutebestände massiv reduzieren (REDPATH & THIRGOOD 1999).

Triggerung der Raufußhuhn-Prädation anderer Arten

A. SCHMALZER konnte beobachten, wie im Winter 1999/2000 im tschechischen Böhmerwald ein Birkhahn (ca. 1250 g) von einem Habichtmännchen erbeutet wurde. Ein großer Teil der Beute wurde von einem Mäusebussardweibchen konsumiert. Im Jahr 2001 konnte derselbe Beobachter im Waldviertel nachweisen, wie ein Habichtweibchen ein Birkhuhn erbeutet hatte. Nach kurzer Zeit übernahmen zwei Mäusebussarde, möglicherweise ein kooperierendes Paar, die Beute gegen nur geringen Widerstand und kröpften einen Großteil des Birkhuhns.

Diese aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit sehr wertvollen Beobachtungen weisen darauf hin, dass Mäusebussarde regelmäßig größere Beute von Vogeljägern konsumieren. Ähnliche Hinweise liegen auf das Schmarotzen bei vogeljagenden Kornweihen vor, die sich im offenen Gelände kaum verbergen können (Waldschnepfe, A. SCHMALZER).

Mäusebussarde schmarotzen bei Wanderfalken häufiger als bei Habichten (BRÜLL 1984, HEPP et al. 1995). Der Parasitierungs-Effekt ist in natürlichen Ökosystemen mit einer artenreichen Greifvogel- und Raubtierfauna keine Ausnahme, sondern die Regel (NEWTON 1986). Im gegebenen Fall könnte er aufgrund der Häufigkeit des Mäusebussards erheblich sein. Er wird aber wie Prädation gerne unterschätzt, da er sich meist im Verborgenen abspielt.

Beuteschmarotzertum kann die Anzahl getöteter Beutetiere erheblich erhöhen. So reißen Wölfe aufgrund der Beuteparasitierung durch Kolkraben signifikant mehr Elche (HEINRICH 1992, SCHERZINGER 1996, in verb.). Folglich reduzieren Kolkraben indirekt den Elchbestand. Analoges gilt für Mäusebussard und Raufußhühner.

Sperber

Sperber zählen aufgrund ihres regelmäßigen Vorkommens zu den wichtigsten Lebensfaktoren für Raufußhühner, besonders für die noch wenig agilen Jungen. Ein Sperbermännchen (120 g) spezialisierte sich in Norwegen auf den Fang von Haselhuhn-Küken (UTTENDÖRFER 1939). Sperber erbeuten junge Raufußhühner wie Auerhühner bis zu einer Masse von 300 – 500 g (z.B. NEWTON 1986).

Die Häufigkeits-Relation Habicht zu Sperber dürfte methodisch vergleichbar sein. Sie betrug bei etwa 20 Direktsichtungen im Nationalpark rund 1:3. Es ist durchaus denkbar, dass der Sperber etwa dreimal häufiger als der Habicht ist. Alle Bereiche von den Tallagen bis zur subalpinen Fichtenwaldregion wurden bejagt. Im Juli und August 1990 wurde der Bereich der Feichtau-Alm fast täglich von einem jagenden Sperber kontrolliert (H. STEINER).

Der zuverlässige Ornithologe G. HASLINGER (in verb.) konnte auf einer Forststraße einen Sperber beim Kröpfen eines alten Haselhahnes beobachten (31.3.1994, Almtal).

Raufußhuhn-Prädation durch Sperber könnte methodisch einfach untersucht werden. An einem Horst am Breitenberg waren unter ca. 30 Beutetieren 2003 keine Raufußhühner.

Habicht

Habichte zählen zu den kräftigsten Wald-Prädatoren. Ein Habichtmännchen (ca. 800 g) wurde ausnahmsweise auf einem erwachsenen Auerhahn (ca. 4000 g) gefangen, den es möglicherweise selbst erbeutet hatte (UTTENDÖRFER 1939). Alte Auerhähne können jedoch öfters auch den größeren Habichtweibchen widerstehen (F. MÜLLER pers. Mitt.). Aus der Steiermark liegt eine neuere glaubwürdige ornithologische Beobachtung vor. Dabei kollerte ein Habicht mit einem gepackten Auerhahn regelrecht einen Hang hinunter (B. WARTH pers. Mitt.).

In einer norwegischen Studie mit 149 besenderten Auerhühnern waren Habichte für 60 % aller natürlichen Hennenabgänge, und für immerhin 30 % aller Hahnenverluste verantwortlich (WEGGE et al. 1990). Die Verluste waren von Dezember bis März am größten. Dabei betrug die Gesamtmortalität alter Hähne 30 %, und die aller Hennen 37 %. Eine leichte Beeinträchtigung der Auerhühner durch die Sender kann nicht völlig ausgeschlossen werden, außerdem sind skandinavische Habichte etwa 10-50 % schwerer als mitteleuropäische. Trotz dieser Vorbehalte sind die gefundenen Werte beträchtlich und lassen den Schluss zu, dass für erwachsene Auerhennen und wohl noch mehr Birkhühner Habichte den wichtigsten Mortalitätsfaktor darstellen.

Der Habicht befliegt alle Teile des Nationalparks, ist jedoch nur schwer zu beobachten. Ein Brutnachweis wurde auf einer Bergkuppe im nördlichen Hintergebirge in etwa 900 m Seehöhe erbracht. Er lag nur wenige hundert Meter von einem Auerhuhn-Balzplatz und Jungenaufzuchtgebiet entfernt und bietet sich für künftige gezielte Untersuchungen der Raufußhuhn-Prädation an.

Am 12.10.1993 wurde am Rande eines Wanderweges ein frischtoter, erst zum Teil gerupfter diesjähriger Auerhahn gefunden (F. u. H. STEINER; Katzengraben, Kasberg). Der Kropf war aufgerissen, sodass Lärchennadeln hervorquollen. Die Fundumstände – geschlossener Fichtenwald – deuten auf den Habicht als Prädator hin.

In der Nähe der Gschwanderlucke, einem Auerhuhn-Schwerpunktvorkommen, lauerte im Sommer 2002 ein Habichtweibchen an der Forststraße, an der häufig Fahrzeuge fuhren. Es wartete womöglich auf aufgescheuchte Raufußhühner (A. SCHMALZER). Analoger, gezielter Fang von aufgescheuchten China-Haselhühnern *Bonasa sewerzowi* durch Sperber wurde von SCHERZINGER (in verb.) beobachtet.

Habicht- oder Sperber-Kleingefieder wurde am Breitenberg inmitten eines Heidelbeerbestandes gefunden, der voll von Auerhuhn-Federn war. An dieser Stelle wurden auch Revierrufe vernommen.

Steinadler

Der Steinadler ist für Schneehuhn, Birkhuhn und unter Umständen für das Auerhuhn ein wichtiger natürlicher Feind, der die Lebensraumwahl, Tages- und Jahresrhythmik wesentlich beeinflusst. Der Steinadler ist aber auch der Hauptfeind der wichtigsten Hühnervogel-Prädatoren, nämlich von Rotfuchs und Baummarder. Alle Bereiche des Nationalparks und des Umfeldes werden vom Steinadler regelmäßig bejagt.

Der Steinadler bejagte gezielt Kahlschläge. Dies wurde bereits im Juli und August 1990 im Bereich des Klausgrabens und des Eisenecks nachgewiesen (H. STEINER). Am 11.4.2000 ließ sich ein Steinadler auch durch heftig hassende Mäusebussarde und Kolkraben von einem frischen Kahlschlag kaum vertreiben (Bärenkogel, N. PÜHRINGER).

Eine Reihe von Beobachtungen lassen auf gezielte Raufußhuhn-Jagd schließen.

Auerhuhn

Beide Altvögel des Steinadler-Brutpaares im östlichen Nationalpark flogen nach Beuteübergaben im Juli gezielt die Waldzone des nordwestlichen Hintergebirges an. Möglicherweise taten sie das, um dort unter anderem das noch häufigere Auerhuhn zu bejagen. Auch während des direkten Aufenthaltes in diesem Gebiet

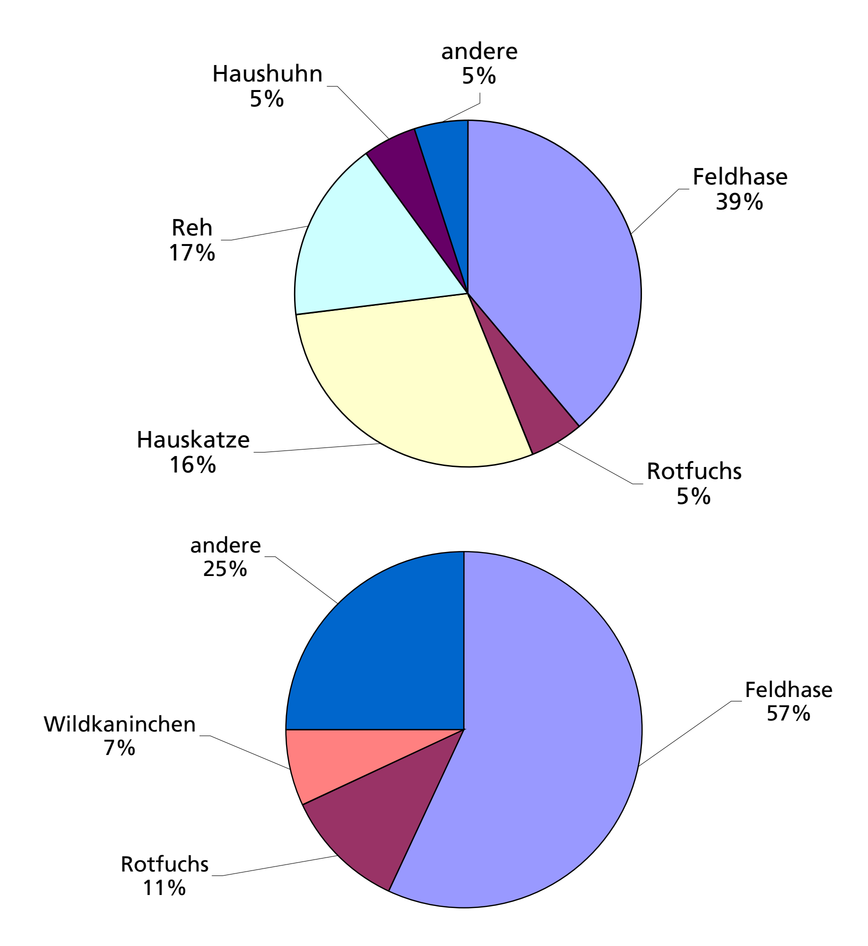


Abb. 78: Steinadler-Beute am Schweizer Alpenrand und im Mittelgebirge Frankreichs (nach Haller 1996).
Fig. 78: *Prey of Golden Eagles in the prealps of Switzerland and in hills of France (after Haller 1996). Feldhase = hare, Rotfuchs = fox, Hauskatze = cat, Reh = roe deer, Haushuhn = domestic hen, Wildkaninchen = rabbit.*

wurden Steinadler relativ häufig angetroffen. Im April konnte N. PÜHRINGER beobachten, wie auf einer dortigen Almfläche ein Schneehase vom Adler bis in den Wald verfolgt wurde.

Im Mai 2002 strich ein Steinadler von einem ca. 1300 m hohen Waldgipfel ab, der wenig oberhalb des größten Auerhuhn-Balzplatzes lag. Alle diese Beobachtungen gelangen in der Waldzone mit nur relativ kleinen Schlägen.

Im April 2001 blockte ein Steinadler gegen Abend in der Nähe eines Auerhuhn-Balzplatzes im südwestlichen Hintergebirge auf. In Sichtweite dieser Jagdwarte wurde später auf einer kleinen Lichtung einer Anhöhe eine Auerhahn-Rupfung gefunden.

In einem stark fragmentierten Altholz im südöstlichen Hintergebirge wurde 2002 am Tagesruheplatz eines Auerhahns am unteren Schlagrand eine Steinadler-Schwungfeder gefunden.

Der Nationalparkbedienstete, Jäger und Revierförster W. STECHER, nach eigenen Angaben einst ein „großer Raubwildjäger", berichtet von ca. 5 Auerhähnen, die im Revier auf Forststraßen durch Steinadler geschlagen wurden (mündl. Mitt. 1999). Allerdings liegen keine konkreten Orts- und Zeitbezüge vor. Wahrscheinlich beziehen sich die Angaben auf mehrere Jahrzehnte und den Bereich des östlichen Sengsengebirges.

Birkhuhn

Während der Erhebungen im Mai 2000 wurde ein Steinadler beobachtet, wie er einen Birkhuhn-Balzplatz im nördlichen Sengsengebirge frühmorgens tief überflog. Daraufhin stellten die drei Hähne die Balz weitgehend ein (A. SCHMALZER). Der Adler musste so früh bereits aufgestiegen sein, da der besetzte Horstplatz ca. 700 m tiefer in etwa 3 km Entfernung lag.

Thermik oder Wind scheint die morgendliche Jagdmöglichkeit des Steinadlers aber zu begünstigen. Im Herbst wurde bei Föhnsturm ein offenbar jagender, sturzfliegender Adler über der Waldgrenze an der Sengsengebirgs-Südseite bereits frühmorgens beobachtet. Dabei saßen die Birkhühner in einer ungewöhnlichen Deckung am Boden im subalpinen Fichtenwald. Zugleich hielt sich im Luftraum ein kröpfender Wanderfalke auf (A. SCHMALZER).

Der Nationalpark-Jäger J. SCHOIßWOHL konnte an der Sengsengebirgs-Südseite beobachten, wie ein Steinadler in typischer Jagdweise tief über den Boden über Kuppen und Mulden strich und sich ein überraschtes Birkhuhn noch im letzten Moment von der Sitzwarte fallen lassen konnte. Der Jäger E. FASCHINGER des Revieres Gradnalm/Kremsmauer beobachtete, wie ein Steinadler einen Birkhahn an der nördlichen Arealgrenze schlug (pers. Mitt. an H. STEINER).

Ernährungsstrategie des Steinadlers

Eine weitere maßgebliche Frage ist, wovon sich der Adler in den Alpenrandgebieten ernährt, wo die typischen alpinen Beutetiere (Murmeltier, Schneehase, Raufußhühner, Gämse) fehlen.

Eine erste Antwort hierauf geben Untersuchungen aus der Schweiz und Frankreich (Daten aus HALLER 1996, Abb. 78). Obwohl der Feldhase die Hauptbeute darstellt, ist der hohe Anteil der Hauskatze mit 16 % der Beutemasse in der Schweiz bemerkenswert.

Aus dem Allgäu ist bekannt, dass die Hauskatze die Hauptbeute sein kann. Ebenso werden mit 5 % bzw. 11 % auffällig viele Füchse gefressen. Im nördlichen Vorland des Nationalparks Berchtesgaden ist der Fuchs ebenfalls als ein Hauptbeutetier bekannt (U. BRENDEL in verb.). Somit sind diese Befunde verallgemeinerbar. Da-

bei ist zu bedenken, dass Beutegreifer natürlicherweise in geringeren Dichten vorkommen als Pflanzenfresser.

Eine weitere erste Information erlaubt eine Beuterestanalyse aus einem Horst im östlichen Bereich des Sengsengebirges (H. STEINER, 1998 und 2000, n = 21). Die Gruppe natürlicher Feinde der Raufußhühner machte 38 % der Anzahl aus (Fuchs, Hermelin, Waldkauz, Turmfalke), die Raufußhühner selbst dagegen nur 14 % (Abb. 79). Folglich ist der Einfluss des Steinadlers auf die Raufußhühner im Nationalpark vorläufig als indifferent bis positiv einzuschätzen.

Folgender Befund war bisher schwer zu deuten: In den steirischen Zentralalpen, einem der besten Auerhuhn-Gebiete Österreichs, wurden bei einer Steinadler-Untersuchung keine Auerhühner unter den (<100) Beuteresten gefunden (P. SACKL in verb.). In den nördlichen Kalkalpen, wo die Birkhuhn-, Schneehuhn- und Auerhuhndichten sicher geringer sind, werden Raufußhühner von Steinadlern dagegen regelmäßig erbeutet.

Dies kann durch die alternative Beute-Hypothese und die Gegenüberstellung von Generalisten und Spezialisten erklärt werden: Der Steinadler ist im Gegensatz zum Habicht ein Spezialist. Er tendiert dazu, sich aus einem breiten Angebot auf eine Beutegruppe zu spezialisieren. Ist dies möglich, hat er höheren Bruterfolg.

Habicht und Sperber dagegen haben bei einer großen Diversität der Beutetiere den besten Bruterfolg (vgl. B. ARROYO in verb., STEINER 2000). In den Zentralalpen erfolgt die Spezialisierung des Steinadlers auf die relativ besser erreichbaren Murmeltiere, und Raufußhühner werden so weitgehend außer Acht gelassen.

In den nördlichen Kalkalpen gibt es aber keinen Ersatz für Murmeltiere, der genügend häufig wäre, um sich auf ihn spezialisieren zu können. Folglich besteht die Beute aus vielen verschiedenen Tiergruppen (Nagetiere, junges Schalenwild, Hasen, Raubtiere, Rabenvögel, Greifvögel, Eulen, Hühnervögel, Tauben, Singvögel, Schlangen). Ähnliche Verhältnisse herrschen in den Waldgebieten der Slowakei (KADLECIK et al. 1995).

Dass Raufußhühner als Beute des Steinadlers durchaus begehrt sind und nicht nur in Ermangelung von Säugetieren geschlagen werden, zeigt folgender Befund: Zwischen 1960 und 2000 stieg in Finnland der Anteil der Raufußhühner im Beutespektrum kontinuierlich an (auf 50 %), obwohl ihre absolute Dichte sank (invers dichteabhängige Prädation). Beim Schneehasen dagegen richtete sich die Erbeutung im gleichen Zeitraum nach der Häufigkeit (SULKAVA et al. 1998).

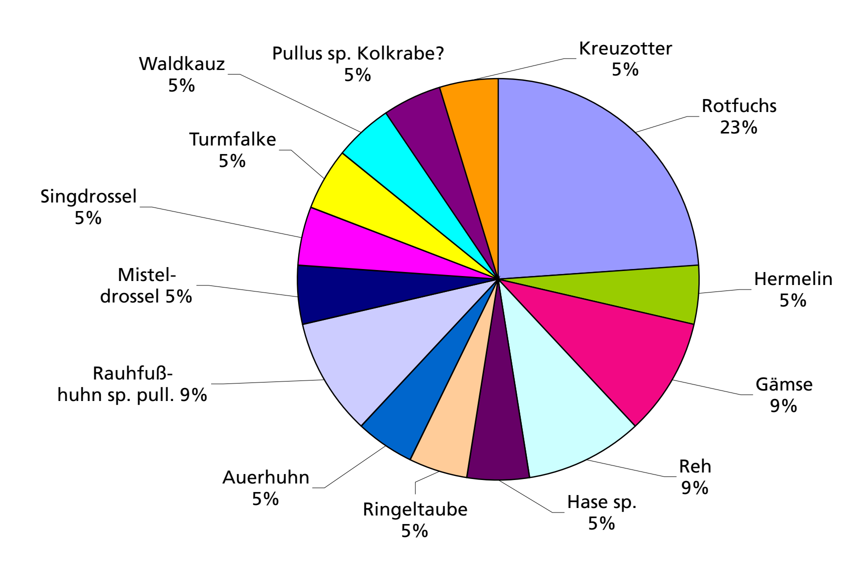


Abb. 79: Steinadler-Beute im Nationalpark Kalkalpen (eigene Daten). Brutzeit n = 1 Brutplatz/2 Jahre/21 Beutereste.
***Fig. 79**: Prey of Golden Eagles from a nest in Kalkalpen National Park 1998-2000. Gämse = chamois (Rupicapra rupicapra).*

Weitere Prädatoren

Turmfalke

Turmfalken können in offenerem Gelände Küken erbeuten. Ausnahmsweise werden Vögel bis zur Größe von adulten Alpenschneehühnern angegriffen (RANDLER 1993). Haustauben sind ansonsten die größte erfolgreiche überwältigte Beute (PIECHOCKI 1991). Die Art bejagte Forststraßen, Schläge und Almen regelmäßig in allen Höhenstufen. Die anthropogene Waldöffnung ermöglicht das Eindringen in die Waldzone. Ein Brutplatz befand sich im Jahr 2000 im kleinen Felsen eines geschlossenen Waldgebietes auf der Nordseite des Rotgsol im Jaidhaustal auf über 1200 m Seehöhe. Allerdings wurde hier das Weibchen durch überfliegende Bussarde von der Jagd abgehalten, die ständig angegriffen wurden. Im extremen Mäusejahr 1996 brüteten 44-49 Paare/168 km^2 im Gebiet (N. PÜHRINGER).

Wanderfalke

Wanderfalken können nur in sehr offenem Gelände erfolgreich jagen. Regelmäßig werden nur Beutevögel unter Birkhahngröße erbeutet.

Im Nationalpark wird der gesamte Luftraum regelmäßig beflogen. Wanderfalken könnten ein Selektionsfaktor sein, der zu häufiges Überfliegen von breiten Tälern durch Raufußhühner verhindert.

Ein Wanderfalke (Weibchen ca. 1100 g) tötete ausnahmsweise sogar einen Auerhahn (RATCLIFFE 1993). Im Inneren des Schottischen Hochlandes ist ein Raufußhuhn, das Moorschneehuhn (*Lagopus lagopus scoticus*, 637 g), die Hauptbeute des Wanderfalken. Der Be-

Tab. 19: Dokumentierte Raufußhuhn-Prädationsereignisse bisheriger Felduntersuchungen im Nationalpark.
***Tab. 19**: Documented cases of grouse predation in the course of the fieldwork.*

Datum	Finder	Ort	Art	Geschlecht	Alter	Habitat	vermutl. Prädator
Sommer 1997	Steiner	südöstliches Sengsengebirge	Haselhuhn	?	juv.	steil, ob. Bach, Stangenholz, Mischwald	Sperber (nahe Brut)
Spätwinter 2000	Schmalzer; Pühringer	nordwestliches Hintergebirge	Auerhuhn	Weibchen	adult	eben, Schneise in Dickung, Fichte	Habicht
Frühjahr 2000	Schmalzer	östliches Sengsengebirge	Birkhuhn	Männchen	adult	subalpin	Habicht, Steinadler
Frühsommer 2000	Pühringer	nordwestliches Hintergebirge	Auerhuhn	Weibchen	adult	steiler Unterhang, Heidelbeer-Schlag, Fichte	Habicht, Steinadler
Spätwinter 2001	Schmalzer	nördliches Hintergebirge	Auerhuhn	Männchen	adult	eben, Lichtung an Dickung, viel Buche	Steinadler, Habicht
Spätwinter 2001	Steiner	nordwestliches Hintergebirge	Auerhuhn	Männchen	adult	Hang, Grenze Dickung-Altholz, Fichte	Fuchs, Marder
Frühsommer 2001	Pühringer	nordwestliches Hintergebirge	Auerhuhn	?	juv.	Plateau, Schlagrand, Fichte	Fuchs, Marder
Frühjahr 2001	Steiner	südwestliches Hintergebirge	Auerhuhn	Männchen	adult	Kuppe, Lichtung in Altholz, viel Lärche	Steinadler
Frühjahr 2002	Schmalzer	östliches Hintergebirge	Auerhuhn	Weibchen	adult	eben, offen	Habicht, Steinadler
Sommer 2002	Schmalzer	nördliches Hintergebirge	Auerhuhn	?	juv.	eben, Grenze Verjüngung-Baumholz, viel Buche	Habicht, Sperber, Mäusebussard

Tab. 20: Anteil der Raufußhühner bei Vogelrupfungen und –rissen, die während Transektbegehungen und somit abseits von Horsten aufgefunden wurden.
***Tab. 20**: Proportion of grouse among bird kills during transects in the study area.*

Rupfungen/Risse	2000	2001	2002	Summe	%
Mäusebussard			1	1	1,4
Raufußkauz	1		1	2	2,9
Ringeltaube			3	3	4,3
Haustaube	1	1		2	2,9
Taube sp.			1	1	1,4
Buntspecht		1	1	2	2,9
Baumpieper			1	1	1,4
Buchfink	1	5	1	7	10,1
Gimpel	1			1	1,4
Fichtenkreuzschnabel			1	1	1,4
Misteldrossel	1	2	1	4	5,8
Singdrossel	3	9	5	17	24,6
Amsel			5	5	7,2
Eichelhäher		1	4	5	7,2
Goldhähnchen sp.		1		1	1,4
Laubsänger sp.		1		1	1,4
Kleiber			1	1	1,4
Tannenmeise		1	1	2	2,9
Weiden/Haubenmeise		2		2	2,9
Schneehase		1		1	1,4
Auerhuhn	2	4	2	8	11,6
Birkhuhn	1			1	1,4
Summe	**11**	**29**	**29**	**69**	**100**

stand kann unter Umständen deutlich reduziert werden (RATCLIFFE l.c., NEWTON 1993).

Seeadler

Am Truppenübungsplatz Allentsteig, Waldviertel, konnte A. SCHMALZER Flugjagden eines überwinternden Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) auf Birkhühner beobachten. Dies mag überraschen, da Seeadler einen plumpen und Birkhühner einen äußerst raschfliegenden Eindruck machen. Doch ist dies eine Täuschung, da die Seeadler in weiträumigem Flug den Birkhühnern den Weg abschnitten und nicht abgeschüttelt werden konnten. Der Seeadler ist auch im Nationalpark Kalkalpen seltener Gast (STEINER 2000). Ein Einfluss auf Raufußhuhnpopulationen erscheint aber nahezu ausgeschlossen.

Uhu

Alpine Uhus bejagen zwar bevorzugt die offenen Talböden und Gewässer. Dennoch wird auch die Alpinzone beflogen, wie Mauserfederfunde zeigen (W. WEIßMAIR pers. Mitt., PLASS et al. 1994, PÜHRINGER 1996). Die Nahrungsuntersuchungen am Uhu wurden seit der zitierten Publikation weitergeführt (N. PÜHRINGER unveröff.).

Gerade die auffälligen Lautäußerungen von Auerhühnern an Balzplätzen in der Dämmerung prädisponieren sie für Prädation. Uhus können auch die schwereren Auerhähne erbeuten. Bei einer Untersuchung im Murtal/Steiermark befand sich ein Auerhahn unter 217 Beutetieren (SACKL & DÖLTLMAYR 1996).

Uhus bejagen auch Balzplätze von Birkhühnern an der Waldgrenze erfolgreich (W. SCHERZINGER pers. Mitt.).

Haselhühner als Beute wurden in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesen (PIECHOCKI & MÄRZ 1985).

In einer skandinavischen Untersuchung schwankte der Raufußhuhn-Beuteanteil zwischen rund 0,5 und 9 %, wobei er bei hohem Mäuseanteil geringer war (VALKAMA et al. 2005).

Der Uhu ist ein wichtiger Gegenspieler von Greifvögeln und Rabenvögeln (SERGIO et al. 2003), besonders von Habicht, Mäusebussard, Kolkrabe und Rabenkrähe (BUSCHE et al. 2004, STEINER 2005, STEINER et al. 2006, THOBY 2006, MEBS & SCHMIDT 2006).

Rabenvögel

Corviden sind vor allem Gelegeprädatoren (STORCH & LEIDENBERGER 2003, WATSON & MOSS 2004).

Die Rabenkrähe (*Corvus corone*) kommt in (heutigen) Auerhuhn-Brutgebieten in Oberösterreich praktisch nicht vor.

Der Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) war zumindest entlang Forststraßen verbreitet bis in die Zone von mindestens 1200 m anzutreffen.

Das gleiche galt für den Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*).

Kolkraben (*Corvus corax*) können neben Gelegen auch Jungvögel erbeuten. Sie hielten sich nicht nur über der Waldgrenze, sondern auch regelmäßig in allen Teilen der Waldstufe auf, und zwar bevorzugt an Kahlschlägen und Forststraßen. Einmal konnte eine führende Auerhenne beobachtet werden, wie sie gegenüber nahen Kolkraben das aggressive „Trutzen" zeigte.

Die Rolle von Alpendohlen (*Pyrrhocorax graculus*) als Gelegeprädatoren beim Birkhuhn wurde bisher – wie bei Murmeltieren – möglicherweise unterschätzt (SCHERINI 1999 zit. in ZEITLER & KOLB 2005). Die Dichte dieser Art wird durch das Nahrungsangebot im Gefolge des alpinen Tourismus zweifellos deutlich erhöht.

Prädation im Nationalpark

Funde während Transektbegehungen im Gebiet

Bisherige Funde zeigen ein Verhältnis von Greifvogel- zu Raubsäuger-Rissen von 8:2 (Tab. 19). Dies weist darauf hin, dass bisher die Bedeutung von Luftfeinden unterschätzt wurde. Die Fundwahrscheinlichkeit der ausgerissenen bzw. abgebissenen Federn unterscheidet sich wohl nur unwesentlich. Funde von Prädationsereignissen gelingen nur selten. Umso wichtiger ist die genaue Dokumentation eines jeden Fundes. Künftige Funde sollten nach den untenstehenden Kriterien notiert und in der Nationalpark-Datenbank gesichert werden. Die Federn sollten aufgesammelt und Spezialisten vorgelegt werden.

Bei Transekten wurden bisher 69 Rupfungen aufgefunden, die Tab. 20 entnommen werden können. Die

Tab. 21: Raufußhühner und ihre Feinde als Greifvogel-Beute in den oberösterreichischen Kalkalpen. Prozentwerte beziehen sich auf systematische Aufsammlungen an Horsten, Einzelfunde wurden nicht berücksichtigt. * eigene Erhebungen (H. Steiner unpubl.). ** geschätzte Dichte anhand punktueller eigener Erhebungen und Literatur (Bühler 1991).
***Tab. 21**: Grouse among prey remains from raptor nests in the limestone Alps of Upper Austria. Densities of predators are also given.*

Prädator	Quelle	Untersuchte Beutereste	Raufußhühner als Beute	Raufußhühner (%)	Prädatoren der Raufußhühner (Raubsäuger, Greifvögel, Eulen, Rabenvögel) (%)	Dichte Prädator (N/100 km²)
Steinadler *Aquila chrysaetos*	H. Steiner unpubl.	21	1 Auerhenne + 2 Jungvögel sp. indet.	14,3	38,1	4*
Sperber *Accipiter nisus*	Steiner 2000 u. unpubl.	233	1 Haselhuhn-Küken	0,4	0,4	20**
Wanderfalke *Falco peregrinus*	Pühringer 1996	362	1 Birkhahn	0,3	1,4	6*
Uhu *Bubo bubo*	Pühringer 1996	183	1 Auerhenne	0,5	17,5	2*
Mäusebussard *Buteo buteo*	W. Stecher in verb.	–	++ (Auerhuhn-Küken)	?	?	20-60** (je nach Mäusebestand)
Habicht *Accipiter gentilis*	eigene Erhebungen	–	++ (abseits Horst 2000 2 adulte Auerhennen-Rupfungen in gedeckter Lage – unwahrscheinlich von Steinadler)	?	?	10**

Abb. 80: Relative Dominanz einzelner Spechtarten in den Höhenstufen des Nationalpark Kalkalpen. Diese Darstellungsform geht von einer gleichen Erfassbarkeit aller Arten aus und überrepräsentiert damit den Schwarzspecht. 800-1500 m, n = 339 Datensätze.
Fig. 80*: Guild structure of woodpeckers along the altitudinal gradient of the study area. From top to bottom: Great Spotted Woodpecker, Black Woodpecker, Green Woodpecker, Grey-headed Woodpecker, White-backed Woodpecker, Three-toed Woodpecker.*

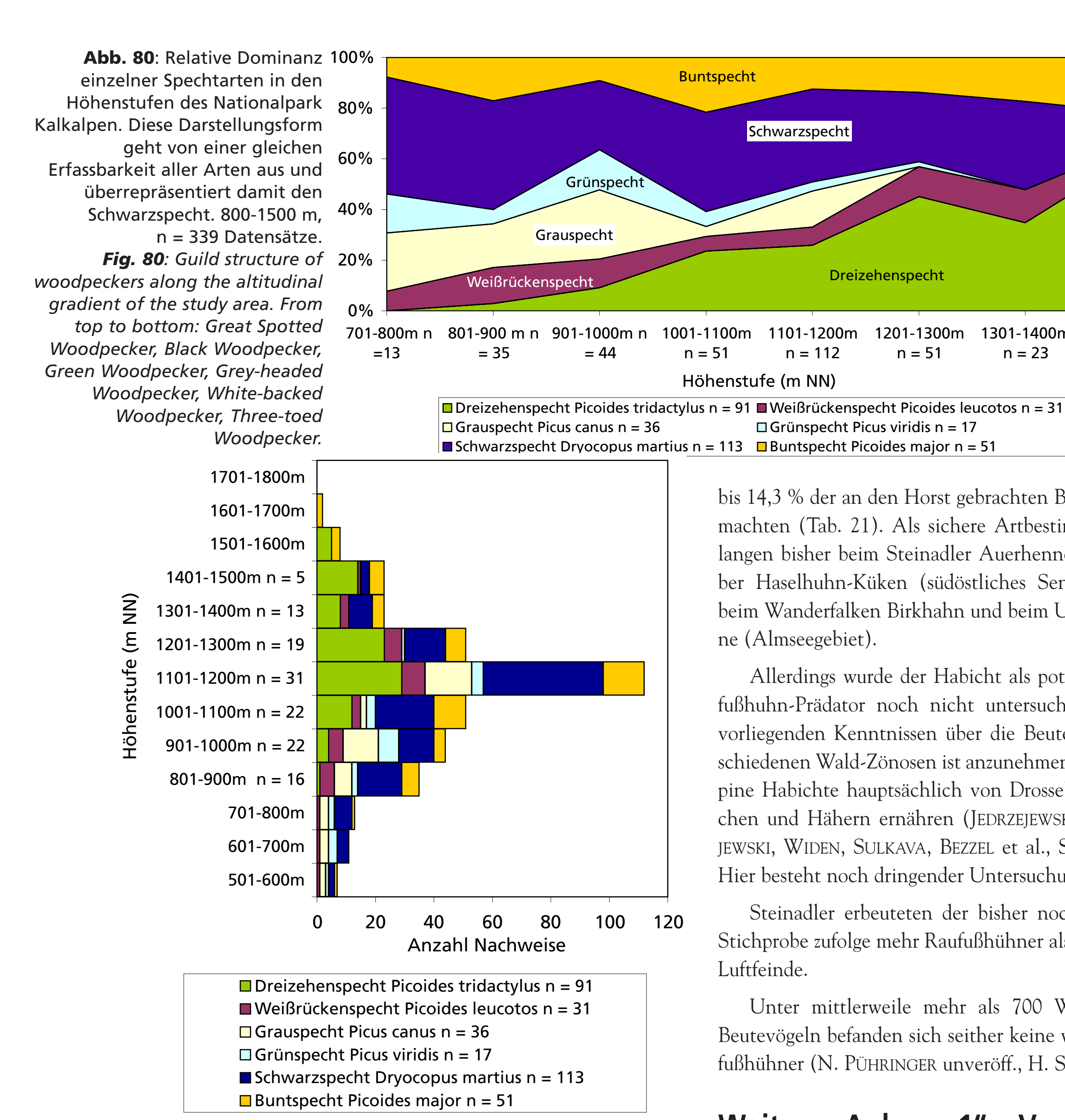


Abb. 81: Absolute Specht-Fundzahlen in den Höhenstufen des Nationalparks. n = 380.
Fig. 81*: Absolute numbers of woodpecker records according to elevation.*

Stichprobe ist noch klein, könnte aber bei langjähriger Fortführung zu brauchbaren Resultaten führen (ab ca. 200 Funden). Raufußhühner machen immerhin 13 % aller getöteten Vögel aus.

Dabei ist allerdings zu bedenken, dass Großvögel, wie die Raufußhühner, leichter zu finden und deshalb überrepräsentiert sind. Gebietsvergleiche sind dennoch möglich. Deshalb wäre es von Vorteil, auch in anderen Raufußhuhn-Studien alle Rupfungen zu notieren.

Funde an Horstplätzen in den Kalkalpen

An Horstplätzen wurden bisher vier Luftfeind-Arten untersucht. Sie ergaben, dass Raufußhühner von 0,3 bis 14,3 % der an den Horst gebrachten Beutetiere ausmachten (Tab. 21). Als sichere Artbestimmungen gelangen bisher beim Steinadler Auerhenne, beim Sperber Haselhuhn-Küken (südöstliches Sengsengebirge), beim Wanderfalken Birkhahn und beim Uhu Auerhenne (Almseegebiet).

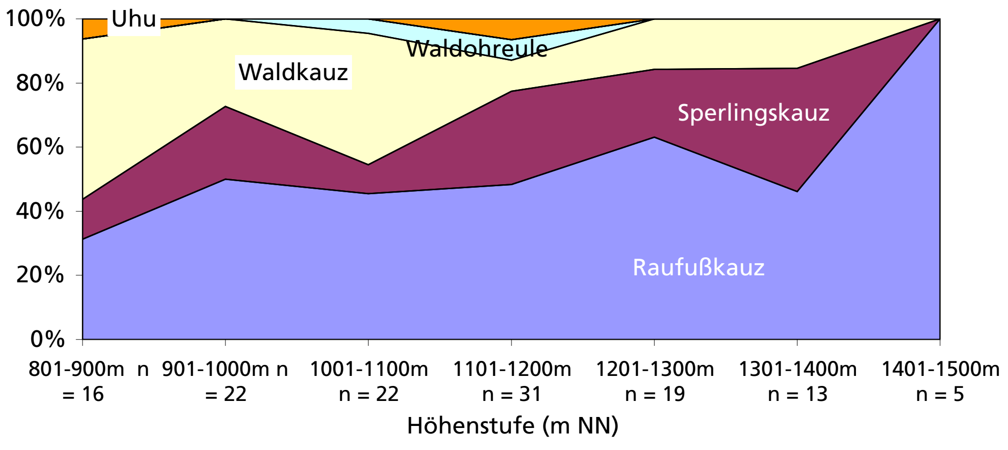
Allerdings wurde der Habicht als potentester Raufußhuhn-Prädator noch nicht untersucht. Nach den vorliegenden Kenntnissen über die Beutewahl in verschiedenen Wald-Zönosen ist anzunehmen, dass sich alpine Habichte hauptsächlich von Drosseln, Eichhörnchen und Hähern ernähren (Jedrzejewska & Jedrzejewski, Widen, Sulkava, Bezzel et al., Steiner l. c.). Hier besteht noch dringender Untersuchungsbedarf.

Steinadler erbeuteten der bisher noch zu kleinen Stichprobe zufolge mehr Raufußhühner als alle anderen Luftfeinde.

Unter mittlerweile mehr als 700 Wanderfalken-Beutevögeln befanden sich seither keine weiteren Raufußhühner (N. Pühringer unveröff., H. Steiner).

Weitere „Anhang 1" – Vogelarten und „Rote-Liste"-Arten

Im Zuge des Raufußhuhn-Projektes wurden mehr als 2000 Datensätze über Beobachtungen weiterer Vogelarten gesammelt. Diese stellen einen wertvollen Datenfundus dar, zumal bisher zu den meisten Gruppen, wie Spechte, baumbrütende Greifvögel, Eulen oder die Waldschnepfe, kaum Kenntnisse vorliegen (Steiner 2000). Bisher nachgewiesene Rote Liste-Arten betreffen neben den unten angeführten Gruppen auch Singvögel wie den Gartenrotschwanz im primären Wald-Habitat (*Phoenicurus phoenicurus*). Diese Art kommt in Oberösterreich ansonsten fast nur noch in sekundären Obstgarten-Habitaten vor.



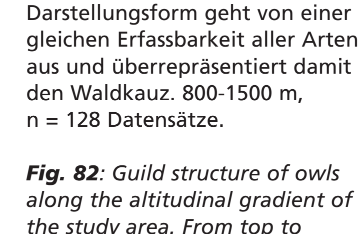


Abb. 82: Bisherige Informationen zum Höhenvorkommen von Eulenarten im Nationalpark Kalkalpen. Diese Darstellungsform geht von einer gleichen Erfassbarkeit aller Arten aus und überrepräsentiert damit den Waldkauz. 800-1500 m, n = 128 Datensätze.

***Fig. 82**: Guild structure of owls along the altitudinal gradient of the study area. From top to bottom: Eagle Owl, Long-eared Owl, Tawny Owl, Pygmy Owl, Tengmalm´s Owl.*

Spechte

Spechte zählen zu den Vogelgruppen, die durch forstliche Einflüsse am stärksten bestandsbedroht sind. Trotzdem ist relativ wenig über ihre Ökologie bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, PECHACEK 1995, LANGE 1996, BLUME 1996, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997, SCHERZINGER 1998, STEINER 2002c).

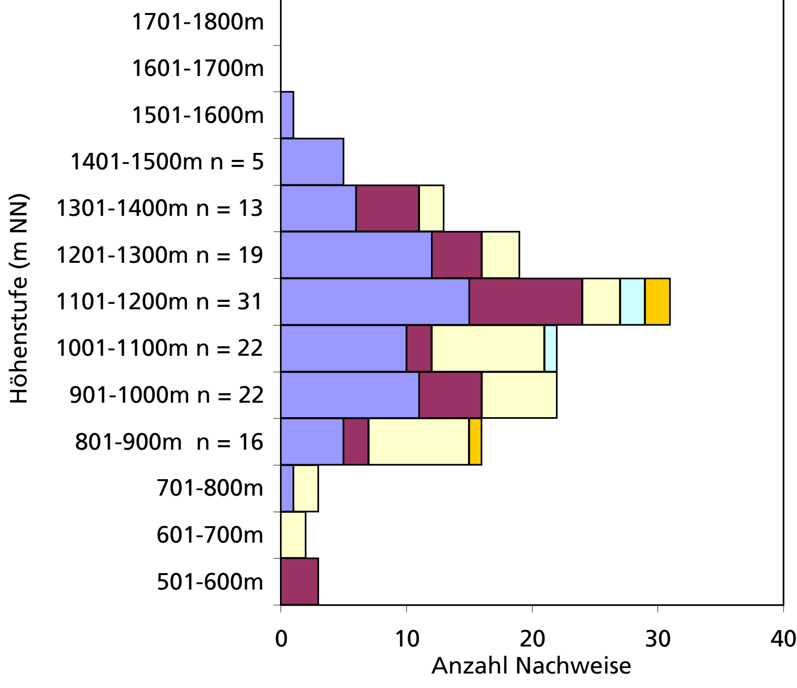
Auf den in Wald-Nationalparks zunehmenden Totholzreichtum dürften in den kommenden Jahrzehnten besonders Weißrückenspecht und Dreizehenspecht reagieren. Deshalb sind quantitative Aufnahmen besonders in der gegenwärtigen Nationalpark-Anfangsphase von Bedeutung.

Der Nationalpark Kalkalpen beherbergt offenbar eine bedeutende Specht-Population mit noch größerem Entwicklungspotenzial, und trägt daher für den mitteleuropäischen Raum hohe Verantwortung.

Ein Höhendiagramm ermöglicht einen Vergleich mit der Situation im Nationalpark Berchtesgaden (PECHACEK 1995). Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Buntspecht eher unterrepräsentiert und der Schwarzspecht aufgrund seiner Auffälligkeit wohl überrepräsentiert erfasst wurde (Abb. 80, 81).

Bereits jetzt ist klar, dass die Spechtbestände wesentlich bedeutender sind als bisherige Angaben vermuten ließen (5 Brutpaare Weißrückenspechte im Sengsengebirge, HOCHRATHNER 1995a).

Die „Urwaldzeiger“ Weißrücken-, Grau- und Dreizehenspecht erreichten bemerkenswerte 30-60 % aller Registrierungen (vgl. FRANK 2002). Recht gleichmäßig bis zur Waldgrenze vertreten sind Bunt- und Schwarzspecht. Bemerkenswert ist auch das Hochsteigen des Grünspechts im Wald bis 1300 m, da im Gebiet keine offene Kulturlandschaft vorhanden ist. Der Grauspecht ist aber deutlich häufiger als dieser, und zählt bis 1000 m



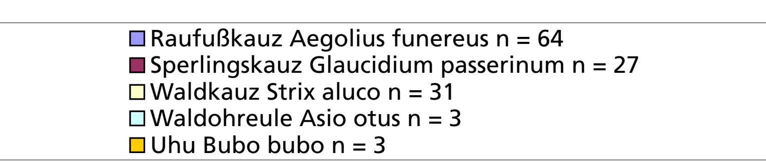


Abb. 83: Absolute Eulen-Fundzahlen in den Höhenstufen des Nationalparkes. n = 137.

***Fig. 83**: Absolute numbers of owl records according to elevation.*

Höhe zu den dominanten Arten. Der Weißrückenspecht tritt regelmäßig in allen Lagen zwischen 700 und 1500 m Höhe auf. Der Dreizehenspecht nimmt dagegen mit zunehmender Höhe relativ zu und ist ab 1200 m Seehöhe die dominante Art.

Bedarf besteht vor allem noch in der Erfassung tieferer Lagen unter 800 m Seehöhe, wo sich wahrscheinlich bedeutende Weißrückenspecht-Vorkommen befinden.

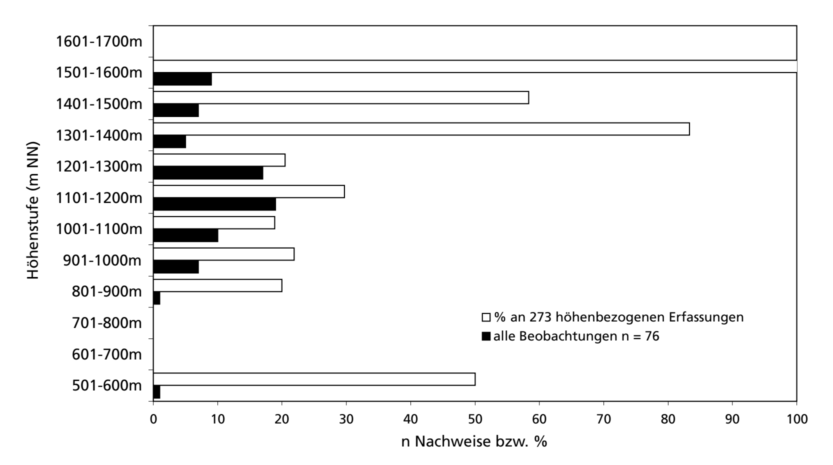


Abb. 84: Höhenverteilung der Waldschnepfen-Funde im Nationalpark Kalkalpen. n = 76.
***Fig. 84**: Records of the woodcock in relation to elevation above sea level.*

Eulen

Erstmals ist auch eine Abschätzung der Eulengemeinschaft entlang des Höhengradienten möglich (Abb. 82). Spätestens ab 900 m Höhe dominiert der Raufußkauz über den Waldkauz, wahrscheinlich jedoch schon in tieferen Lagen, da er stimmlich unauffälliger ist. Der noch leisere und damit sicher deutlich unterschätzte Sperlingskauz scheint ähnlich gut vertreten zu sein. Interessant ist das Auftreten der Waldohreule, das bis zur Waldgrenze reichen kann (H. STEINER). Krähen als wichtige Nestlieferanten fehlen im Gebiet; Bodenbruten kommen im Gebiet vor (B. SCHÖN pers. Mitt.). Wichtig ist auch das regelmäßige Vorkommen des Uhus bis über die Baumgrenze (WEIßMAIR pers. Mitt., HOCHRATHNER 1995b), weil er durch seine gezielte Prädationstätigkeit (*intraguild predation*) für die Zusammensetzung der Eulengilde ein entscheidender Faktor ist.

Erfassungsbedarf besteht vor allem noch unter 900 m Seehöhe, von wo erst sehr dürftige Kenntnisse bestehen (Abb. 83). Außerdem sind gezielte Untersuchungen zur Lage der Brutplätze (höhlentragende Bäume) erforderlich.

Weitere Arten

Waldschnepfe

Unter den zahlreichen anderen Arten der Roten Liste sticht ob ihrer hohen Präsenz vor allem die Waldschnepfe hervor (Abb. 84). Dies ist bemerkenswert, da immer wieder vermutet wird, dass die Art auf den wasserdurchlässigen, flachgründigen Kalkböden nur spärlich auftreten soll (vgl. DVORAK et al. 1993). Gegen diese Hypothese spricht auch, dass im steirischen Alpenraum die relativ meisten Nachweise in den Kalkalpen erbracht wurden (SAMWALD in SACKL & SAMWALD 1997). Diese Art ist in Wäldern aller Höhenlagen gut verbreitet. Da vor allem größere Höhen verstärkt begangen wurden, ist mit weiteren Nachweisen in Lagen unter 800 m durchaus zu rechnen. Darauf weisen auch Eigenbeobachtungen aus früheren Jahren hin (wie etwa im südöstlichen Sengsengebirge, N. PÜHRINGER, H. STEINER).

Greifvögel

Die faunistisch bemerkenswerteste Artfeststellung gelang am 12. Mai 2000 am Nordrand des Nationalparks im Sengsengebirge, als ein **Schlangenadler** (*Circaetus gallicus*) über einem nordseitigen Kahlschlag jagte (H. STEINER). Es handelte sich um den ersten dokumentierten, datierten Nachweis der Art in Oberösterreich seit 1918 (nach M. BRADER, pers. Mitt., gibt es auch ein Präparat aus Grünburg aus späteren Jahren). Der Schlangenadler gilt in Österreich als Brutvogel seit dem 19. Jahrhundert als ausgestorben. Über dieses Ereignis wurde auch in der Tagespresse berichtet (Oberösterreichische Nachrichten vom 15. Juli 2000). Zunächst war anzunehmen, dass es sich um einen zufälligen Durchzügler handelte. Dies ist nun anders zu bewerten: N. PÜHRINGER konnte im Folgejahr, am 30. Juli 2001, erneut einen Vogel in der Nähe dieser Stelle beobachten (STEINER & PÜHRINGER 2003). Damit könnte das Gebiet für die Art eine besondere Bedeutung haben. Der Nationalpark-Mitarbeiter S. BRIENDL soll die Art abermals im Folgejahr 2002 im südöstlichen Sengsengebirge gesehen haben.

Bemerkenswert war auch ein adulter **Seeadler** (*Haliaetus-albicilla*)-Nachweis durch H. STEINER am 28.2.1997 nahe der westlichen Nationalpark-Grenze.

Kommentierte Artenliste

Die folgende Übersicht soll eine rasche Orientierung für naturschutzrelevante Belange im Nationalpark Kalkalpen ermöglichen. Berücksichtigt sind alle Arten im Anhang I der „EU-Vogelschutzrichtlinie" und in den Roten Listen Österreichs bzw. Oberösterreichs.

Legende

BV .... Brutvogel
BU .... Brutvogel der Umgebung des Untersuchungsgebietes
wBV .... wahrscheinlicher Brutvogel
mBV .... möglicher Brutvogel
DZ .... Durchzügler
SG .... Sommergast
WG .... Wintergast
NG .... Nahrungsgast

RL Ö... Rote Liste der in Österreich gefährdeten Vogelarten (Bauer 1994):

RLÖ 0 .... ausgestorben, ausgerottet oder verschollen
RLÖ 1 .... vom Aussterben bedroht
RLÖ 2 .... stark gefährdet
RLÖ 3 .... gefährdet
RLÖ 4 .... potenziell gefährdet

RL OÖ... Rote Liste der gefährdeten Vogelarten Oberösterreichs (Brader & Weißmair, unpubl.):

Kategorie 1 ..... vom Aussterben bedroht
Kategorie 2 ..... stark gefährdet
Kategorie 3 ..... gefährdet
Kategorie 4 ..... potenziell gefährdet
Kategorie 5 ..... Gefährdungsgrad nicht genau bekannt
Kategorie 6 ..... Gefährdung nicht genügend bekannt
Kategorie I ..... Gefährdete Vermehrungsgäste
Kategorie II .... Gefährdete Arten, die sich in Oberösterreich in der Regel nicht fortpflanzen
Kategorie III .... Gefährdete Übersommerer und Überwinterer
Anh I .... Arten im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie

Insgesamt konnten im Kartierungszeitraum (2000-2002) **103 Vogelarten** im ca. 200 km² umfassenden Untersuchungsgebiet (185 km² Nationalpark Kalkalpen plus unmittelbares Umfeld) nachgewiesen werden. **81 Arten** davon sind mögliche, wahrscheinliche oder nachgewiesene **Brutvögel** innerhalb der Nationalpark-Grenzen, manche davon vielleicht nicht alljährlich (z.B. Rauchschwalbe, Stieglitz, Girlitz). 14 Arten sind als Durchzügler oder Wintergäste einzustufen, 5 als Brutvögel der Umgebung, die im Untersuchungsgebiet als Nahrungsgäste anzutreffen waren. 3 Arten sind nicht brütende Sommergäste bzw. das Brutvorkommen ist fraglich.

Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) NG/BU
RLÖ 4, RLOÖ 4, Anh. I

Der Schwarzstorch brütet nach derzeitigem Wissensstand nicht innerhalb der Nationalparkgrenzen. Es gelangen nur zwei Beobachtungen nördlich des Untersuchungsgebietes an der Krummen Steyrling: Am 1.8.2001 flog 1 Ex. in Steyern (H. STEINER), am 7.5.2002 flog einer über der Breitenau (N. PÜHRINGER).

Wespenbussard (*Pernis apivorus*) BV
RLÖ 4, RLOÖ 4, Anh. I

Der Wespenbussard ist im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen ein regelmäßiger, offenbar aber eher spärlicher Brutvogel. Insgesamt gelangen im Kartierungszeitraum 23 Einzelbeobachtungen zwischen 700 und 1.400 m. Es gelang ein Brutnachweis im Gebiet Mieseck/Sinnreitnerboden. Hier konnte A. SCHMALZER am 8.8.2000 einen Altvogel beobachten, der Wespenwaben zutrug, und am 31.8. auch einen flüggen Jungvogel in etwa 1.200 m nachweisen. Eine Karte der bisher bekannten Reviere befindet sich im Anhang.

Schlangenadler (*Circaetus gallicus*) SG
RLÖ 0, Anh. I

Die größte ornithologische Überraschung während der dreijährigen Kartierungsperiode waren zwei Nachweise des Schlangenadlers im Nationalpark Kalkalpen. Beobachtungen dieses südeuropäischen Greifvogels sind heutzutage in Mitteleuropa eine ausgesprochene Rarität und die letzte oberösterreichische Feststellung datiert mit 1918. Am 12.5.2000 entdeckte H. STEINER einen Schlangenadler über einer Schlagfläche nördlich des Eisenecks auf 1.000 m Seehöhe. Der Nachweis wurde inzwischen von der „Avifaunistischen Kommission" von BirdLife Österreich anerkannt. Am 30.7.2001 kreiste ein Altvogel im Bereich der Feichtauseen und verschwand über das Nock-Plateau nach Süden (N. PÜHRINGER). Die Jahreszeit und die starke Großgefiedermauser des zweiten Exemplares sprechen dafür, dass es sich um einen übersommernden Altvogel und nicht etwa um einen frühen Durchzügler gehandelt hat. Die Tatsache, dass die beiden Beobachtungen fast im gleichen Gebiet gelangen, spricht außerdem dafür, dass in beiden Jahren dasselbe Individuum zu sehen war.

Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) DZ
RLÖ 4, RLOÖ 2, Anh.I

Es gelangen einige Beobachtungen ziehender Rohrweihen: Am 12.5.2000 ein Weibchen über dem Rotgsol (H. STEINER), am 19.9.2000 ein diesjähriger Jungvogel in der Hopfing (A. SCHMALZER), am 31.3.2001 ein Männchen im Langen Graben (H. STEINER), am

11.5.2002 2 Ex. über dem Bodinggraben und am 12.9.2002 ein Vogel im Schlichtkleid über dem Kleinen Gamsstein (N. PÜHRINGER).

Kornweihe (*Circus cyaneus*) DZ RLÖ 0, Anh. I

Am 20.10.2002 zog eine weißbürzelige Weihe (Weibchen oder Jungvogel) in etwa 1.250 m Seehöhe über den Holzgraben nach Süden. Wegen der großen Beobachtungsentfernung waren keine Details zur Unterscheidung von der Wiesenweihe erkennbar. Aufgrund der sehr späten Jahreszeit hat es sich aber wahrscheinlich um eine Kornweihe gehandelt (N. PÜHRINGER).

Habicht (*Accipiter gentilis*) BV RLÖ 4, RLOÖ 4

Der Habicht ist als spärlicher Brutvogel des Untersuchungsgebietes zu bezeichnen, es gelangen im Kartierungszeitraum nur 11 Einzelbeobachtungen. Der einzige Brutnachweis durch zwei bettelnde Jungvögel wurde am 24.7.2002 am Zöbelboden erbracht (A. SCHMALZER).

Sperber (*Accipiter nisus*) BV RLÖ 4

Verbreiteter Brutvogel des Untersuchungsgebietes, vor allem in Misch- und Nadelwäldern, jagend auch auf Almen und an der Waldgrenze (max. auf 1.460 m am Rotgsol; A. SCHMALZER). Es gelangen drei Brutnachweise durch Beobachtungen flügger Jungvögel in der Bettelflugperiode: Am 31.7.2000 im Bodinggraben (H. STEINER), am 31.8.2000 am Schallhirtboden, 2003 am Breitenberg (Horstfund, H. STEINER) und am 26.7.2001 am Mieseck (beide A. SCHMALZER).

Steinadler (*Aquila chrysaetos*) BV RLÖ 4, RLOÖ 4, Anh I

Im Untersuchungsgebiet ist der Steinadler Brutvogel in 3 (-4) Horstpaaren. Insgesamt gelangen im Kartierungszeitraum 39 Beobachtungen (meist kreisender Vögel) aller Altersstufen zwischen 800 und 1.540 m Seehöhe. In erster Linie waren einzelne Adler zu sehen, am 2.11.2000 am Spering jedoch 3 Ex. und am 28.3.2001 am Augustinkogel sogar 5 Ex. (H. STEINER). Mehrfach konnten Steinadler auf Suchflug oder beim Ansitz in der Nähe von Balzplätzen von Auer- und Birkhuhn beobachtet werden. Es gelangen auch zwei Brutnachweise: Am 1.5.2001 war im südlichen Sengsengebirge das brütende Weibchen im Horst zu sehen, am 14.9.2002 zeigte sich im südlichen Hintergebirge ein intensiv bettelnder, frisch flügger Jungvogel (N. PÜHRINGER).

Wanderfalke (*Falco peregrinus*) BV RLÖ 1, RLOÖ 4, Anh I

Der Wanderfalke brütet im Untersuchungsgebiet in 3-4 Paaren. Im Kartierungszeitraum gelangen insgesamt 14 Einzelbeobachtungen, meist von Altvögeln. Brutnachweise gelangen am 27.7.2000 im östlichen Sengsengebirge durch einen flüggen Jungvogel (H. STEINER) und im südlichen Hintergebirge am 2.5.2002 durch einen beutetragenden Altvogel (N. PÜHRINGER). Knapp südlich des Untersuchungsgebiets saßen am 15.5.2002 zwei fast flügge Jungvögel im Horst, die am 25.5. schon flogen (N. PÜHRINGER).

Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) BV RLÖ 4, RLOÖ 4 , Anh. I

Siehe Artkapitel

Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*) BV RLOÖ 6, Anh. I

Das Alpenschneehuhn ist im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen auf das Gipfelplateau des Hohen Nock (1.963 m) und seiner unmittelbaren Umgebung beschränkt. Nur hier ragt das Sengsengebirge in die Alpinstufe auf und es finden sich größere alpine Rasenflächen; ob auch auf den westlich angrenzenden Gipfeln (z.B. am Hochsengs) Schneehühner vorkommen, ist derzeit noch nicht eindeutig geklärt. Wegen der geringen Flächenausdehnung des Habitats ist die Population sehr klein, steht aber vermutlich im Austausch zu den südlichen Gebirgsstöcken Haller Mauern und Totes Gebirge. Da das Alpenschneehuhn nicht in die Studie einbezogen war, gelangen nur einzelne Zufallsbeobachtungen: Am 17.5.2001 war ein Männchen am Schneeberg in 1.900 m zu sehen (N. PÜHRINGER), am 25.5.2001 zählte H. UHL insgesamt 5 balzende Hähne am Gipfelplateau.

Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) BV RLÖ 3, RLOÖ 3, Anh. I

Siehe Artkapitel

Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) BV RLÖ 3, RLOÖ 3, Anh. I

Siehe Artkapitel

Wachtel (*Coturnix coturnix*) SG/mBV ? RLÖ 3, RLOÖ 5

Ganz außergewöhnlich ist der Nachweis einer schlagenden Wachtel am Rotgsol in 1.520 m Seehöhe (A. SCHMALZER). Beobachtungen im alpinen Raum und noch dazu in dieser Seehöhe sind in Oberösterreich sonst nicht bekannt. Der Hahn sang anhaltend aus einer Weidefläche des Gipfelplateaus. Auch eine Einzelbrut ist hier nicht völlig auszuschließen.

Bekassine (*Gallinago gallinago*) DZ RLÖ 3, RLOÖ 1

Der Nationalpark Kalkalpen bietet dieser auf Feuchtwiesen und Verlandungszonen angewiesenen Schnepfenart wohl wenige geeignete Rastplätze. Umso erstaunlicher ist daher die Feststellung von zwei rastenden Ex. im relativ trockenen Waldweidebereich der Feichtau-Alm (1.450 m) am 30.7.2001 (N. PÜHRINGER). Als Brutvogel ist die Bekassine in Oberösterreich vom Aussterben bedroht.

Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) BV
RLÖ 4, RLOÖ 5

Aufgrund der zeitlichen Lage der Kartierungsarbeit in der Morgen- und Abenddämmerung gelangen insgesamt 79 Einzelbeobachtungen dieser ansonsten schwer erfassbaren Vogelart. Die Waldschnepfe ist im Untersuchungsgebiet offenbar ein in günstigen Habitaten flächendeckend verbreiteter Brutvogel, bevorzugt oberhalb von 1.000 m Seehöhe. Es wurden fast ausschließlich balzfliegende Männchen registriert. Die tiefste Feststellung gelang am 21.3.2000 am Wasserboden (A. SCHMALZER), aufgrund des frühen Datums waren die beiden Männchen eventuell noch Durchzügler. Der höchste Nachweis einer balzenden Waldschnepfe liegt vom Brettstein aus 1.600 m vom 20.5.2001 vor (N. PÜHRINGER). Ein für die Nördlichen Kalkalpen ganz außergewöhnlich hoher Gelegefund gelang A. SCHMALZER am 12.5.2000 am Zwielauf in 1.480 m, ein weiterer am 1.8.2001 am Ochsenkogel in 1.210 m (2 Eier, von Marder zerstört).

Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) DZ
RLÖ 1, RLOÖ 1

Unter einer ganzen Reihe von Zufallsbeobachtungen ziehender Vogelarten gelang am 14.8.2000 auch ein erster Nachweis des Großen Brachvogels im Nationalpark-Gebiet. Das Tier überflog den Bereich Blumauer Alm-Rotgsol in etwa 1.500 m (A. SCHMALZER).

Hohltaube (*Columba oenas*) mBV RLÖ 4, RLOÖ 4

Eine Beobachtung von 5 Ex. im Bereich Klausgraben gelang H. STEINER am 20.4.2000 auf 730 m. Nachweise der Hohltaube sind im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen ausgesprochen selten, seit den 1990er Jahren fehlen konkrete Bruthinweise. Möglicherweise mangelt es an Freiflächen als Nahrungsbasis, Kontrollen von Schwarzspechthöhlen als potenzielle Brutplätze verliefen bislang jedenfalls ergebnislos. Nur G. HASLINGER (in verb.) stellte vor 1990 solche Brutplätze am Hintergebirgs-Plateau fest.

Uhu (*Bubo bubo*) NG/BU/mBV
RLÖ 4, RLOÖ 4, Anh. I

Nach derzeitigem Wissensstand brütet der Uhu nur regelmäßig im Grenzgebiet des Nationalparks im Windischgarstner Becken. Ausschlaggebend dafür dürfte der Waldreichtum, der Mangel an Freiflächen und die damit verbundene Nahrungsknappheit sein. Nachweise singender Männchen lassen aber zumindest vereinzeltes Brüten im Gebiet möglich erscheinen. Am 22.3.2000 sang ein Ex. in der Hopfing (A. SCHMALZER). Bemerkenswert ist die Feststellung eines rufenden Männchens aus dem Bereich südlich der Ebenforstalm auf etwa 1.200 m (H. STEINER). Ein Gewöllefund vom 12.5.2000 am Rotgsol war nicht ganz eindeutig dem Uhu zuzuordnen (H. STEINER).

Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) BV
RLOÖ 5, Anh I

Der Sperlingskauz dürfte im Untersuchungsgebiet verbreiteter sein, als bisher angenommen wurde. Es gelangen 32 Einzelbeobachtungen zwischen 600 m (Vorderer Rettenbach, H. STEINER) und 1.350 m (Brettstein, N. PÜHRINGER). Die Art besiedelt in erster Linie strukturreiche Fichtenwälder, als Höhlenlieferanten dürften vor allem Bunt- und Dreizehenspecht in Frage kommen. Am 1.8.2001 hielt sich ein Männchen mit zwei weiteren Exemplaren im Bereich Jaidhaustal/Eiseneck in 1.200 m auf. Bettelrufe könnten auch vom Weibchen gestammt haben, deuten von der Jahreszeit und den Umständen her aber eher auf mindestens einen flüggen Jungvogel hin (A. SCHMALZER). Ende Juli 2002 entdeckte A. SCHMALZER in der Ramingleiten 2-3 bettelnde, flügge Jungvögel. Zusätzlich bestand an mehreren Stellen Brutverdacht durch balzende Paare (wie Werfneralm, Brennkogel/Augustinkogel).

Raufußkauz (*Aegolius funereus*) BV
RLOÖ 5, Anh. I

Der Raufußkauz ist im Untersuchungsgebiet regelmäßiger Brutvogel, allerdings in jährlich schwankender Zahl. Er besiedelt in erster Linie Misch- und Nadelwälder der montanen Stufe, bevorzugt zwischen 1.000 und 1.400 m. Die tiefsten Beobachtungen gelangen auf 800 und 880 m, die höchsten im subalpinen Fichten-Lärchenwald in 1.500 und 1.520 m. Drei Brutnachweise glückten durch die Feststellung bettelnder, flügger Jungvögel im Bereich Bodinggraben, der Aueralm und am Sinnreitnerboden. Ein indirekter Brutnachweis gelang zusätzlich durch den Fund einer Jungvogel-Rupfung am 24.7.2002 am Zöbelboden (alle A. SCHMALZER). H. UHL (in verb.) und B. SCHÖN stellten im Vorderen Rettenbach eine sehr tief gelegene Brut in Talnähe (ca. 600 m) fest.

Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*) DZ, SG ?
RLÖ 3, RLOÖ 5, Anh. I

Die Beobachtung dieser Nachtschwalben-Art gehört ebenfalls zu den großen ornithologischen Überraschungen, die im Kartierungszeitraum gelangen. Am 22.7.2002 flog tagsüber ein Ex. von einer Forststraßenkehre auf, wo es in 1.100 m östlich des Miesecks am Schotterboden geruht hatte. Der Vogel flog rufend ab und dann noch über einer Schlagfläche hin und her (A. SCHMALZER). Bemerkenswert an der Feststellung ist einerseits die Seehöhe, andererseits das Datum, das noch nicht in die herbstliche Zugzeit fällt. Ob dieser Ziegenmelker dennoch bereits am Durchzug war, oder aber hier sogar (kurzzeitig) ein Revier besetzt hatte, kann nicht beantwortet werden.

Eisvogel (*Alcedo atthis*) NG RLÖ 2, RLOÖ 2

Nach derzeitigem Wissensstand ist der Eisvogel im Nationalpark Kalkalpen und seinem unmittelbaren Umfeld nur Nahrungsgast oder auch Durchzügler. Der einzige Nachweis während der Kartierungsperiode war ein Ex. am Hinteren Rettenbach bei Windischgarsten am 28.9.2000 (N. PÜHRINGER). Grund für das Fehlen als Brutvogel dürfte der Mangel an geeigneten Neststandorten sein. Durch das Hochwasser im August 2002 sind allerdings besonders am Großen Bach zahlreiche potenzielle Brutwände entstanden und eine Besiedelung des Gebietes wäre damit durchaus denkbar.

Grauspecht (*Picus canus*) wBV RLOÖ 4, Anh. I

Im Untersuchungsgebiet ist der Grauspecht regelmäßig und verbreitet in lichten, meist südexponierten Waldbeständen vom Talboden (tiefster Nachweis auf 580 m) bis in die mittelmontane Stufe anzutreffen; die höchsten Feststellungen gelangen in drei Gebieten auf jeweils 1.200 m. Er besiedelt eine breite Palette totholzreicher Waldtypen wie reine Rotbuchenwälder, den Fichten-Tannen-Buchenwald und ist vor allem auch in den südseitigen Kiefernwäldern des Sengsengebirges verbreitet. Häufig weisen seine Habitate felsdurchsetzte Bereiche auf. Bei dieser Spechtart steht ein Brutnachweis im Untersuchungsgebiet bislang noch aus.

Grünspecht (*Picus viridis*) wBV RLOÖ 4

Der Grünspecht ist aufgrund seiner Bevorzugung offener Landschaft die seltenste der sechs im Untersuchungsgebiet vorkommenden Spechtarten. Da er auf Bodenameisen angewiesen ist, kommt er nur in sehr lichten und schütteren Waldbeständen oder aber am Rand kleinerer Almflächen vor. Ausgesprochene Südexposition wird wegen der hier früher einsetzenden Schneeschmelze bevorzugt. Der Schwerpunkt des Vorkommens liegt damit an der Südseite des Sengsengebirges, wo die Art meist Kiefernwälder, aber auch Fichten-Lärchenwälder bewohnt. Nur sehr punktuell (an 3 Stellen) war der Grünspecht auch im Reichraminger Hintergebirge zu finden. Beobachtungen gelangen zwischen 540 und 1.220 m (Bärenriedlau), ein Brutnachweis gelang bisher noch nicht.

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) BV Anh. I

Mit gesamt 135 Beobachtungen im Kartierungszeitraum ist der Schwarzspecht die relativ häufigste Spechtart. Durch seine akustische Auffälligkeit ist er gegenüber den andern, weniger auffälligen Arten aber mit Sicherheit stark überrepräsentiert. Der Schwarzspecht besiedelt im Untersuchungsgebiet Misch- und Nadelwälder vom Talboden (tiefster Nachweis auf 550 m) bis an die Waldgrenze (am Rotgsol noch in 1.500 m; A. SCHMALZER). Soweit bisher bekannt, brütet die Art in den oberösterreichischen Kalkalpen ausschließlich in alten Rotbuchen. Der einzige Brutnachweis gelang am 6.7.2000 am Mieseck in 1.200 m durch die Beobachtung eines Männchens, das 3 flügge Junge führte (A. SCHMALZER).

Weißrückenspecht (*Picoides leucotos*) BV RLÖ 3, RLOÖ 4, Anh I

Der Weißrückenspecht ist in Österreich fast ausschließlich auf den Alpennordrand beschränkt und die international schutzwürdigste Spechtart unseres Landes. In den Ostalpen wird hauptsächlich Fichten-Tannen-Buchen-Mischwald besiedelt, wichtige Strukturelemente im Biotop dieser Art sind naturnaher Waldaufbau und hoher Altholzanteil mit toten und absterbenden Stämmen. Als „Totholzspezialist" kann der Weißrückenspecht als Charakterart entsprechender Waldstandorte im Nationalpark Kalkalpen bezeichnet werden. Im Untersuchungsgebiet gelangen 2000-2002 36 Nachweise (z.T. auch nur indirekt in Form der eindeutigen Hackspuren), alle in buchendominierten Laub- und Mischwäldern. Die tiefste Beobachtung gelang am 1.8.2001 im Bodinggraben auf 600 m (A. SCHMALZER), die höchste am 10.5.2002 am Boßbrettkogel in 1.320 m (N. PÜHRINGER). Ein Brutnachweis gelang nicht, konkreter Brutverdacht bestand jedoch am Trämpl, wo A. SCHMALZER am 17.4.2002 in 1.280 m ein Ex. beim Höhlenbau in einer dürren Buche feststellen konnte.

Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) BV RLOÖ 4, Anh I

Der Dreizehenspecht ist in Mitteleuropa charakteristischer Brutvogel autochthoner Fichtenwälder und fichtendominierter Mischwälder der Hochmontan-/Subalpinstufe. Im Kartierungszeitraum gelangen 99 Einzelbeobachtungen, der Dreizehenspecht gehört damit zu den häufigeren Spechtarten des Gebietes. Er ist vor allem in den Fichten-Lärchenwäldern des südlichen Sengsengebirges und den montanen Fichtenwäldern des Reichraminger Hintergebirges gut vertreten. Die tiefste Beobachtung gelang auf 910 m am Zöbelboden (A. SCHMALZER), die höchste im subalpinen Lärchenwald am Rosskopf/südliches Sengsengebirge in 1.550 m (N. PÜHRINGER). Brutnachweise glückten im Reichraminger Hintergebirge 2000 und 2002 im Bereich Langmoos und Mieseck auf 1.200 bzw. 1220 m (A. SCHMALZER) und im Sengsengebirge an der Sonntagmauer im Jahr 2000 auf 1.340 m (H. STEINER). Am 2.5.2002 baute nahe der Wohlführeralm ein Weibchen an seiner Bruthöhle in einer Fichte (N. PÜHRINGER).

Feldlerche (*Alauda arvensis*) mBV ? RLOÖ 4

Im Gegensatz zu vielen Regionen Mitteleuropas fehlt die Feldlerche in Oberösterreich als Brutvogel im alpinen Raum. Besonders bemerkenswert ist daher der Nachweis von 2 Ex., davon eines singenden Männ-

chens, auf der Anlaufalm vom 3.5.2002 in 1.020 m (A. SCHMALZER). Durch die Kuppenlage des Almbodens und die niedrige Vegetation infolge der Beweidung wäre hier zumindest ein sporadisches Brüten der Art durchaus vorstellbar.

Felsenschwalbe (*Ptyonoprogne rupestris*) BV
RLOÖ 6

Die vor allem in Südeuropa verbreitete Felsenschwalbe erreicht in den Nördlichen Kalkalpen ihre Verbreitungsgrenze. Aufgrund der damit verbundenen (klimatisch bedingten) Bestandsschwankungen ist die Art im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen offenbar nur ein unregelmäßiger Brutvogel in wenigen Einzelpaaren. Die Brutplätze liegen in der Regel an südexponierten Felswänden, die Lehmnester werden unter Überhänge gebaut. Nördlich des Hohen Nock jagten am 10.8.2000 2 Ex. (A. SCHMALZER), im Taschengraben am 31.7.2001 1 Ex. (H. STEINER). Das beständigste Vorkommen innerhalb der Nationalparkgrenzen liegt an der Kampermauer, hier saß am 7.6.2001 ein Altvogel im Nest (880 m), am 25.5.2002 waren 3 Vögel zu sehen und am 14.9.2002 jagten mind. 5 Ex. vor den Felswänden (N. PÜHRINGER). Leider führt hier eine durch Bohrhaken gesicherte Kletterroute in den unmittelbaren Nestbereich. Knapp südlich des Untersuchungsgebietes liegt ein weiteres Brutvorkommen am Knirschensteinberg; hier gelang am 15.5.2002 ein Nestfund und am 12.9. fütterten beide Altvögel 3 frisch flügge Junge, offensichtlich aus einer der am Alpennordrand sehr seltenen Zweitbruten (N. PÜHRINGER).

Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*) BV RLOÖ 6

Die Art ist auf Almen im Nationalpark Kalkalpen offenbar nur mehr unregelmäßiger Brutvogel. Im Stall der Ebenforstalm (1.105 m) befinden sich drei intakte Nester, laut Hüttenwirt kam es im Jahr 2000 zu einer erfolgreichen Brut, 2002 war zwar ein Paar anwesend, brütete jedoch nicht erfolgreich. Die Nester auf der Blumauer Alm sind seit Jahren verlassen (N. PÜHRINGER). Ansonsten ist die Rauchschwalbe – wohl aufgrund des Waldreichtums und des Fehlens von Siedlungen – nur als Durchzügler und Nahrungsgast festzustellen.

Mehlschwalbe (*Delichon urbica*) NG, BU RLOÖ 6

Beobachtungen der Mehlschwalbe gelangen im Kartierungszeitraum mehrfach im August 2000 (max. 10 Ex. am 14.8. auf der Blumauer Alm; A. SCHMALZER), es dürfte sich dabei ausnahmslos um Durchzügler und Nahrungsgäste gehandelt haben. Ein Brutvorkommen befindet sich in der Schallau in Reichraming (N. PÜHRINGER).

Baumpieper (*Anthus trivialis*) BV RLOÖ 3

Der Baumpieper hatte in den letzten Jahrzehnten in weiten Teilen Oberösterreichs massive Bestandsrückgänge zu verzeichnen und ist aus dem Alpenvorland praktisch völlig verschwunden. Im Untersuchungsgebiet zählt die Art noch zu den verbreiteten Brutvögeln, in erster Linie bewohnt sie mit Einzelbäumen durchsetzte Almen, Waldränder und Schlagflächen. Der höchste Nachweis wurde am Rosskopf im südlichen Sengsengebirge auf 1.520 m erbracht. Brutnachweise gelangen am 6.7.2000 am Lahnerkögel (A. SCHMALZER) und am 30.7.2001 auf der Feichtau-Alm (N. PÜHRINGER).

Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) BV
RLÖ 4, RLOÖ 3

Der Wiesenpieper gehört mit Sicherheit zu den seltensten Brutvögeln im Nationalpark Kalkalpen. Erst vor etwa 10 Jahren wurde die Art auf der Ebenforstalm (1.105 m) entdeckt, die Population umfasst nur ein bis max. wenige Paare. Es handelt sich dabei außerdem um das einzige alpine Vorkommen des Wiesenpiepers in Oberösterreich, die Ebenforstalm beherbergt damit als einziges Gebiet alle drei Pieperarten (auch Bergpieper) als Brutvögel. Am 11.6.2002 gelang hier endlich auch ein Brutnachweis in unmittelbarer Nähe der Almgebäude: Beide Altvögel trugen Futter zum Bodennest. Auf feuchten Almflächen hielten sich hier am 26.8.2000 sogar mehr als 20 Ex. am Durchzug auf (N. PÜHRINGER).

Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) BV RLÖ 4, RLOÖ 4

Die Wasseramsel ist ein verbreiteter Brutvogel des Bachsystems im und um den Nationalpark Kalkalpen. Sie übersteigt jedoch kaum 600 m, da oberhalb dieser Seehöhe keine größeren Fließgewässer mehr existieren. Neben vereinzelten Bruten an Brücken dominieren im Gebiet Felsnester: Eines wurde am Vorderen Rettenbach gefunden, drei weitere am Großen Bach im Reichraminger Hintergebirge (N. PÜHRINGER). Letzterer ist zusammen mit seinen größeren Zuflüssen offenbar lückenlos besiedelt und beherbergt damit den mit Abstand größten Teil der Wasseramsel-Population im Nationalparkgebiet.

Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) BV
RLOÖ 4

Im Untersuchungsgebiet ist der Gartenrotschwanz als spärlicher Brutvogel zu bezeichnen. Er besiedelt lichte, parkartige Misch- und Nadelwälder mit entsprechendem Angebot an Bruthöhlen. Im Kartierungszeitraum war die Art in Seehöhen von 980 bis 1.620 m festzustellen. Offenbar gibt es erhebliche Bestandsschwankungen: Im Mai 2000 sangen im subalpinen Lärchen-Fichtenwald am Giereranger (südliches Sengsengebirge) 5 Männchen, 2001 keines und 2002 nur 1 Männchen (N. PÜHRINGER).

Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) DZ
RLÖ 4, RLOÖ 2

Anders als in vielen Regionen Mitteleuropas existiert bei uns kein alpines Brutvorkommen. Insgesamt ist das Braunkehlchen in Oberösterreich stark gefährdet, im Nationalpark Kalkalpen ist die Art nur sehr seltener Durchzügler auf Almen und am Talboden. Feststellungen von Einzelvögeln gelangen am 6.9.2000 auf der Weingartalm in 1.150 m und am 1.5.2001 im Bodinggraben/Messerer in 700 m (H. STEINER), sowie am 2.5.2002 auf der Dörflmoaralm in 1.200 m (N. PÜHRINGER).

Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) DZ RLOÖ 5

Der Steinschmätzer ist regelmäßiger, aber spärlicher Durchzügler zu beiden Zugzeiten, vor allem auf Almen. Es gelangen fünf Beobachtungen im April/Mai und eine im August. Am 17.5.2001 hielten sich mindestens 8 Ex. im Gipfelbereich des Hohen Nock zwischen 1.770 und 1.900 m auf, darunter auch ein singendes Männchen (N. PÜHRINGER). Bisher fehlen Hinweise zu einem Brutvorkommen im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen – trotz günstiger Habitatstrukturen in diesem Bereich – jedoch völlig.

Ringdrossel (*Turdus torquatus*) BV RLOÖ 6

Die Ringdrossel ist im Nationalpark Kalkalpen ein verbreiteter und stellenweise häufiger Vogel der Montan- und Subalpinstufe. Sie besiedelt in erster Linie Misch- und Nadelwälder, aber auch den Latschengürtel. Nachweise unterhalb von 1.000 m gelangen nur am Zöbelboden (H. STEINER, A. SCHMALZER), die höchsten Beobachtungen liegen vom Schillereck (1680 m, A. SCHMALZER) und vom Giereranger (1.690 m) vor. Brutnachweise gelangen in zwei Fällen noch in 1.520 m (N. PÜHRINGER).

Feldschwirl (*Locustella naevia*) DZ
RLÖ 4, RLOÖ 3

Der Feldschwirl ist in Oberösterreich seltener Brutvogel in Feuchtgebieten und Verlandungszonen an Gewässern des Tief- und Hügellandes. Auch frühe Sukzessionsstadien auf Windwürfen oder Kahlschlägen können einige Jahre lang günstige Habitatbedingungen schaffen. Einen singenden Feldschwirl konnte A. SCHMALZER am 16.5.2002 am Schwarzkogel südlich des Größtenberges feststellen. Der Standort in einer Buchenverjüngung auf einem älteren Kahlschlag ist vor allem aufgrund der Seehöhe (1.210 m) bemerkenswert. Da gerade diese Art auch häufig am Durchzug singt, ist eine mögliche Brut hier eher auszuschließen.

Berglaubsänger (*Phylloscopus bonelli*) wBV
RLOÖ 6

Im Untersuchungsgebiet ist der Berglaubsänger ein verbreiteter, regional auch häufiger Brutvogel. Er besiedelt vor allem felsdurchsetzte Hänge, die mit einem schütteren Fichten- oder Kiefernwald bestockt sind und eine gut entwickelte Strauch- und Krautschicht aufweisen. Durch seine Bevorzugung südexponierter Bereiche liegt der Bestandsschwerpunkt an der Südseite des Sengsengebirges, während die Art im Reichraminger Hintergebirge nur punktuell anzutreffen ist. Nachweise gelangen 2000 – 2002 von 700 bis maximal 1.600 m Seehöhe, ein Brutnachweis blieb jedoch aus.

Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) BV
RLÖ 4, RLOÖ 4, Anh I

Der Zwergschnäpper ist Brutvogel schattiger Laub- und Mischwälder mit geschlossenem Kronendach und wie der Weißrückenspecht eine Charakterart der Buchenwälder des Alpennordrandes. Besonders im Reichraminger Hintergebirge ist die Art verbreiteter Brutvogel der Buchen-Hochwälder, oft an Steilhängen und Bachschluchten, der Sub- bis Mittelmontanstufe. Im Kartierungszeitraum gelangen 23 Beobachtungen dieser recht verborgen lebenden Schnäpperart, vor allem singender Männchen. Der tiefste Nachweis liegt vom Großen Bach am 15.6.2002 aus 415 m vor (N. PÜHRINGER). Die höchste Feststellung gelang am 10.5.2001 am Großen Spitzberg in 1.180 m (A. SCHMALZER). Brutnachweise – jeweils durch führende Altvögel mit flüggen Jungen – gelangen am 30.6.2002 am Großen Bach (N. PÜHRINGER) und am 24.7.2002 am Schallhirtboden (A. SCHMALZER).

Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) BV
RLOÖ 3, Anh I

Der Halsbandschnäpper ist als seltener, aber regelmäßiger Brutvogel im Reichraminger Hintergebirge in der (Sub-) Montanstufe zu bezeichnen. Die Art erreicht im Ennstal und seinen Zuflüssen die Westgrenze seiner Brutverbreitung innerhalb Österreichs. Der Halsbandschnäpper besiedelt alte, naturnahe Laub- und Mischwälder (meist hoher Buchenanteil) mit entsprechendem Angebot an Bruthöhlen. Vier Nachweise – vor allem singender Männchen – gelangen zwischen 500 und 1.220 m (alle A. SCHMALZER).

Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*) BV RLOÖ 3

Der Trauerschnäpper ist ein sehr seltener, vielleicht auch nur unregelmäßiger Brutvogel des Untersuchungsgebietes. Im Kartierungszeitraum gelang allerdings nur ein möglicher Bruthinweis durch ein singendes Männchen am Kleinen Spitzberg in 1.300 m am 10.5.2001 (A. SCHMALZER). Aufgrund des frühen Datums könnte diese Beobachtung aber auch noch in die Zugzeit dieser Art fallen. Daneben gelangen noch 5 herbstliche Zugbeobachtungen von 2-5 Ex., alle im August 2000. Ein Durchzügler war schließlich noch am 27.4.2001 beim Vorderreuterstein (H. STEINER).

Mauerläufer (*Tichodroma muraria*) mBV, WG

RLOÖ 6

Trotz geeignet erscheinender Lebensräume, sowohl im Sengsen- als auch im Reichraminger Hintergebirge, ist der Mauerläufer nur ein seltener Brutvogel im Nationalpark Kalkalpen. Es liegen nur wenige Brutzeitbeobachtungen vor (C. FUXJÄGER, N. STEINWENDNER, H. UHL). Der Nachweis eines offenbar an Felsen in der Hopfing überwinternden Vogels, der den Talboden überflog, gelang H. STEINER im November 2001.

Pirol (*Oriolus oriolus*) DZ RLOÖ 4

Am 17.5.2000 war ein singendes Männchen – offenbar ein Durchzügler – im subalpinen Lärchenwald am Eisboden im östlichen Sengsengebirge zu hören (N. PÜHRINGER). Die noch fast geschlossene Schneedecke und eine Seehöhe von 1.500 m machen die Beobachtung dieses wärmliebenden Tieflandbewohners so bemerkenswert.

Raubwürger (*Lanius excubitor*) DZ RLÖ 1, RLOÖ 0

Überraschend gelang am 29.9.2002 auf der Anlaufalm in 980 m der Nachweis eines rastenden Durchzüglers. Die Beobachtung fällt genau in die beginnende Zugzeit dieser Art, ist aber vor allem hinsichtlich der Biotopwahl und der Seehöhe bemerkenswert (N. PÜHRINGER).

Neuntöter (*Lanius collurio*) BV RLOÖ 4, Anh I

In Mitteleuropa besiedelt diese Würgerart vor allem extensiv genutztes Kulturland mit Gebüschgruppen und Einzelbäumen als Neststandorte und Ansitzwarten. Kurzgrasige Wiesenflächen mit reicher Insektenfauna sind wichtige Jagdflächen. Durch das Vorhandensein dorniger Büsche oder Jungbaumanflug in Kombination mit der Weidewirtschaft findet der Neuntöter auf manchen Almen im Nationalpark sehr gute Bedingungen vor, während das Gebiet aufgrund des Waldreichtums sonst unbesiedelt ist. Regelmäßig brütet die Art in 2-3 Paaren auf der Blumauer Alm. Nachweise gelangen im Kartierungszeitraum außerdem auf der Zaglbauernalm und der Schaumbergalm (H. STEINER, A. SCHMALZER), auf der Ebenforstalm bestand 2002 auch Brutverdacht (N. PÜHRINGER). Die letzten beiden Vorkommen zählen mit 1.140 bzw. 1.100 m zu den höchsten in Oberösterreich.

Kolkrabe (*Corvus corax*) BV RLOÖ 6

Der Kolkrabe ist mit etwa 15 Brutpaaren im Untersuchungsgebiet vertreten. Die häufigen Sichtbeobachtungen verteilen sich zwischen 500 und 1.800 m mit einem Maximum um 1.000 m. Die bekannten Neststandorte (nur Felshorste) wurden im Zuge der Kartierungsarbeiten nicht gezielt kontrolliert; Brutnachweise gelangen am 27.4.2001 am Vorderreuterstein (H. STEINER) und am 25.5.2002 an der Kampermauer (N. PÜHRINGER). An einigen weiteren Stellen bestand Brutverdacht.

Goldammer (*Emberiza citrinella*) wBV RLOÖ 6

Aufgrund ihrer Bevorzugung offener und halboffener Landschaft zählt die Goldammer zu den seltensten Brutvogelarten im Nationalpark Kalkalpen. Sie ist nur sporadisch auf wenigen verbuschten Almflächen anzutreffen, ein Brutnachweis steht bisher noch aus. Auf der Anlaufalm hielten sich am 29.9.2002 mind. 5 Ex. auf Brachflächen in einem Finkentrupp auf (N. PÜHRINGER).

Diskussion

Gesamtschau Auerhuhn

Als einer der wichtigsten Lebensraumfaktoren wird in der Regel das Auftreten einer dichten **Krautschicht** angesehen, oft in Form von Zwergsträuchern wie Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*). Das Vorkommen dieser Zwergsträucher ist meist mit großflächigen, **lichten Wäldern** verknüpft (KLAUS et al. 1986, STORCH 1993 a, b, 1994 a, b, c, 1995 a, b, MARTI & PICOZZI 1997, PETTY 2000, SELAS 2000, KLAUS & BERGMANN 2004, SCHERZINGER 2003, 2005 mit weiteren Zitaten). Gerade Hennen fressen im Frühjahr mehr Bodenpflanzen als Hähne (ODDEN et al. 2003).

Im Unterschied zu sympatrischen Birkhühnern brüten Auerhühner meist in späteren Sukzessionsstadien sowie in Gebieten ohne eine ausgeprägte Strauchschicht, oft reifen Wäldern (BØRSET & KRAFFT 1973). Die Krautschicht wird vor allem durch eine gewisse Lichtdurchlässigkeit des Kronendaches ermöglicht. Das wiederum kann durch verschiedene Umstände hervorgerufen werden, wie ein Vorkommen der Lichtbaumarten Kiefer und Lärche, eine durch gewisse Waldbautechniken erzielte lockere Bestandesstruktur, oder eine entsprechende Altersphase (Zerfallsphase).

Rotbuchen neigen jedoch in den meisten Phasen zur Ausbildung eines geschlossenen Kronendaches und eines kahlen, deckungslosen Waldbodens. Umso interessanter ist die Frage, wie Auerhuhnpopulationen in den buchenreichen Kalkalpen überleben können. Die bisherigen Daten weisen darauf hin, dass im jahreszeitlichen Wechsel Ränder verschiedener Bestände aufgesucht werden, die die einzelnen Ansprüche Nahrung und Deckung erfüllen. Die Auerhühner „picken“ sich sozusagen einzelne Ansprüche aus jedem Bestand „heraus“.

Dies funktioniert natürlich nur, solange die „Bausteine“ nicht zu zerstreut sind. Ein Beispiel können etwa aneinandergrenzende dichte Fichtenbestände und Buchenbestände sein. Die Hühner müssen also jahreszeitlich die Standorte stärker wechseln (vgl. HJELJORD et al. 2000). An Schlagrändern besteht im Sommer mit der hochwachsenden Krautschicht genügend Deckung, während im Winter nur dichte Fichtenbestände Schutz bieten. Individuelle Hennen meiden sich im Frühjahr, sodass eine ausreichende Verteilung geeigneter Strukturkomplexe gegeben sein sollte (WEGGE 1984).

Dieses „Grenzgängertum“ ist mit Risiken verbunden, weshalb die Bestände selten solche Dichten erreichen wie im Kristallin der Zentralalpen. Denn je größer das Home Range, desto höher die Mortalität (STORCH 1993a).

Einzeldiskussion

Die stärkere Nutzung eines geringen Kronenschlussgrades durch Auerhennen wurde auch im Schwarzwald festgestellt (SCHROTH 1994).

Die vorliegenden Daten relativieren die Bedeutung der Heidelbeere. Offensichtlich können auch andere Pflanzen die Nahrungsansprüche erfüllen, gerade in den Kalkalpen. Das Nahrungsangebot kann die Verbreitung nur äußerst unzureichend erklären.

Wichtiger erscheinen strukturelle Kennzeichen von Wäldern, die Übersicht und Deckung bieten und damit das Prädationsrisiko erträglich machen.

Dazu kommt möglicherweise eine Empfindlichkeit gegen höhere Prädatorendichten, besonders beim Fuchs. Dies müsste in einem nächsten Schritt gezielt untersucht werden.

Die Auswirkung von Forststraßen wird kontrovers diskutiert. BAUER (1988) schreibt in der Studie „Artenschutz in Österreich“ im Kapitel „Forststraßenbau“: „Unter den Vögeln und Säugetieren der Roten Listen ist wahrscheinlich keine Art stärker direkt betroffen als das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), dem damit nach mancherlei anderen Eingriffen viele geschützte und ruhige Einstände, Balz- und Brutplätze genommen wurden.“

Die primäre Strukturveränderung ist nicht immer das Hauptproblem, die genannten Sekundärprobleme wie Beunruhigung aber durchaus. Auch ERBER (2000) schätzt dies vergleichbar ein. Auf die Veränderung des Prädatorenregimes, einen weiteren Sekundäreffekt, wird an anderer Stelle eingegangen.

Die Problematik von Kulturzäunen wurde auch in Hessen einwandfrei nachgewiesen. Diese Verluste waren höher als durch jede Raubfeindart (LINDNER 1977). In Vorarlberg sind Totfunde des Auerhuhns an Drahtseilen mehrfach nachgewiesen (KILZER 1991c).

Bezüglich Balzjagd wird selbst von Jagdvertretern eingeräumt, dass die Frühjahrsbejagung von A-Hähnen auf die Bestände äußerst schädlich wirkt (LINDNER 1977). In Finnland waren die Populationstrends in geschützten Gebieten zufriedenstellender (LINDÉN 1981a).

Manche fordern zum Schutz der Raufußhühner eine Dezimierung auch von Greifvögeln, weil „die Greifvögel“ ja heute bei uns nicht mehr bestandsgefährdet sind (LINDNER 1977). Dies ist ebenso unpassend wie die Aussage, dass „die Hühnervögel“ heute nicht gefährdet seien, weil der Fasan häufig ist. Man sollte jedenfalls zwischen Arten differenzieren.

Ein Einfluss des Klimas dürfte gerade beim Auerhuhn zumindest relevant sein. Temperaturen unter 10 °C und Nässe wirken auf kleine Küken tödlich (LINDNER 1977, SCHRÖDER et al. 1982). In der ersten und dritten Lebenswoche sind die thermoregulatorischen Fähig-

keiten besonders schwach vorhanden (LINDÉN 1981a). Möglicherweise sind die Dichten in Nordstaulagen der Alpen deshalb geringer, als sie sein könnten.

Man sollte dies aber nicht überschätzen. Gegen eine übergeordnete Klimarelevanz sprechen der nordalpine Verbreitungsschwerpunkt in der Schweiz, die guten Dichten in den Chiemgauer Alpen/Bayern und im steirischen Toten Gebirge bei Bad Mitterndorf (STORCH 1993a, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, B. SULZBACHER mdl.). Im letztgenannten Gebiet ist die Rasterfrequenz sogar noch höher, als im Chiemgau. Dieses Verbreitungsmuster spricht auch dagegen, dass das Auerhuhn entscheidend von der Heidelbeere abhängt.

In guten Fortpflanzungsgebieten erreichte die Dichte in Finnland 12,2 Vögel/km². Bei den Altvögeln und Jungvögeln im August überwogen Hennen. Diese Tendenz nahm nach Norden zu. Teilweise Ursache dafür war die Jagd. Der Anteil von Jungvögeln betrug im August etwa 60 %.

Die durchschnittliche Brutgröße betrug Ende August 4,5 Junge, die Gelegegröße 7,1 Eier. Durchschnittlich 55 % der Hennen führten Junge. Bruten ohne Altvogelbegleitung hatten durchschnittlich ein Junges weniger. Dichteänderungen hingen stärker von der Überlebensrate im Vorjahr ab, als vom Bruterfolg. Das heißt, dass die Mortalität entscheidend war (RAJALA 1974).

In Finnland produzierten höchstens 7 % der Eier einen Vogel, der bis zum nächsten Frühling überlebte. Die Mortalität war nach dem Schlupf am höchsten und sank dann allmählich bis zum Adultstadium. Insgesamt wurden 34 % der Gelege zerstört. Die Sterblichkeit im ersten Winter betrug 76 %. In stabilen Populationen war die jährliche Adultensterblichkeit 29 %.

Die Jugendsterblichkeit war bei Hähnen höher. Kleine Bruten hatten einen geringeren Hahnenanteil. Dieser Anteil sank auch im Laufe des Sommers. Jahre mit gutem Fortpflanzungserfolg wiesen höhere Hahnenanteile auf (LINDÉN 1981b). Durch die geringe natürliche Adultensterblichkeit wirkt Bejagung gravierender als beim Birkhuhn.

Bis in die 1950er Jahre waren in Vorarlberg 8-10 balzende Auerhähne pro Balzplatz keine Seltenheit. In den 1980er Jahren waren es in den besten Gebieten noch 4-5 Hähne, meist aber nur 1-3 (KILZER 1991c).

Der Überwinterungserfolg des Auerhuhns wird dann von einer Schneedecke begünstigt, wenn sie ausreichend hoch liegt, dass sie das Graben von Schneehöhlen ermöglicht (LINDÉN 1981c). Damit ist bei Schneehöhen über 50 cm zu rechnen.

Metapopulationen, Fragmentierung, Prädationsriskio und Dispersionsfähigkeit

Aus Mitteleuropa ist bekannt, dass vor einigen Jahrzehnten Auerhühner auch noch Feldgebiete im Randbereich von Wäldern in ihren Aktionsraum einbezogen (MÜLLER 1973). Das Nahrungsangebot konnte hier durchaus attraktiv sein. Das Nahrungsangebot hat sich seither wohl weniger gravierend verändert als das Prädationsrisiko.

Offensichtlich ist das Verhaltensinventar von Raufußhühnern – als primären Taigabewohnern – schlecht an generalistische Prädatoren angepasst. Dieses Kollektiv aus Fuchs, Dachs, Rabenvögeln und Mäusebussarden, aber auch Sperber und Habicht, erreicht in der Taiga ungleich geringere Dichten. Dieses mangelnde Anpassungspotenzial könnte ein Unterschied zum Fasan sein. Selbst Nachgelege des Auerhuhns scheinen bei geringem Wühlmausvorkommen und dadurch erhöhtem Prädationsrisiko seltener gezeitigt zu werden (STORAAS et al. 2000).

Sperber und Habicht bejagen selektiv waldbewohnende, bodenlebende und mittelgroße Vogelarten. Diese drei Kriterien treffen auf Raufußhühner oder ihre Jungen zu. Ähnliches gilt für Mäusebussarde, die im oberösterreichischen Alpenvorland etwa um den Faktor 10 häufiger sind als die vorgenannten Greifvogelarten (STEINER 1999).

Deshalb dürfte das Prädationsrisiko hier erheblich höher sein als in den geschlossenen alpinen Waldgebieten. Greifvögel konzentrieren sich auch im Alpenvorland stärker in den Waldinseln: Nimmt man als realistische Kalkulation eine um die Hälfte geringere Sperber- und Habichtdichte in den Alpen und eine zehnfach größere Waldfläche, dann ist das auf die Waldfläche gerechnete Risiko des Antreffens eines Sperbers oder Habichts in den Alpen zwanzigfach geringer. Das gilt besonders für den Winter, wenn alternative Beute spärlich ist.

Auerhühner streichen noch heute gelegentlich ins waldarme Alpenvorland. Am 11.3.2000 hielt sich eine Henne in einem kleinen Feldgehölz bei Wartberg auf (W. WEIßMAIR), ca. 9 km nördlich des geschlossenen alpinen Waldgürtels und ca. 14 km nördlich des nächsten beständigen Vorkommens bei Steinbach/Ziehberg (H. STEINER).

Am 9.12.2001 wurden Spuren einer Henne auf 750 m Seehöhe am Rieserberg/Steyrtal zwischen Obergrünburg und Molln nachgewiesen (H. STEINER). Dies war immerhin 3 km nördlich der nächsten spärlichen (Buchberg) und 18 km nördlich der nächsten potenten (nördliches Hintergebirge) Vorkommen.

Die Fähigkeit zur Überbrückung schlecht geeigneter Habitate liegt wohl jedenfalls im Bereich von etwa 15 bis 30 Kilometern.

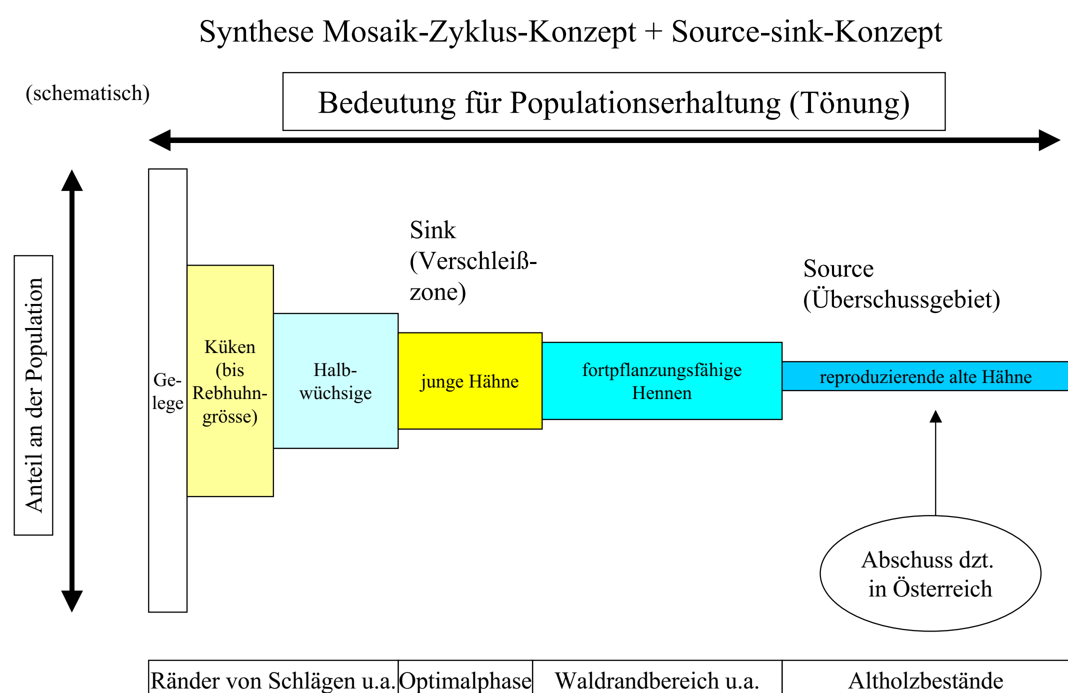


Abb. 85: Zusammenhang Populationsstruktur und Waldstruktur beim Auerhuhn (schematisch).
Fig. 85*: Different parts of the Capercaillie population prefer different parts of forest succession: Chicks live at the edges of clearcuts, young cocks mainly inhabit medium-aged forest stands, old cocks prefer old-growth forests.*

Verschiedene Populationssegmente des Auerhuhns bewohnen unterschiedliche Waldentwicklungsphasen. Alte Hähne, die die Weibchen befruchten (vgl. SEGELBACHER et al. 2007), stellen den kleinsten, aber wichtigsten Populationsteil. Ihre natürliche Mortalität ist am geringsten, Bejagung deshalb schwerwiegend. Deshalb sollte das Waldmanagement die Habitate der alten Hähne beachten (vgl. Abb. 85). Am wichtigsten sind aber möglicherweise die sehr limitierten Habitate der Kükenverbände, die aufgrund ihrer räumlichen Beschränkung leicht von Prädatoren kontrolliert werden, während die Brutplätze fast überall liegen können (STORAAS et al. 1999). Demgegenüber scheint die Territorialität der Hähne und die auch von Hennen beeinflusste Balzplatzbildung einem eher flexiblen Schema zu unterliegen (GJERDE et al. 1990, 2000, WEGGE et al. 2003). In früheren Arbeiten war nämlich der Raumbelegung von Balzplätzen in Abhängigkeit vom Waldmosaik eine große Aufmerksamkeit zuteil geworden (WEGGE & ROLSTAD 1986, WEGGE & LARSEN 1987, ROLSTAD & WEGGE 1990).

Gesamtschau Birkhuhn

Das Birkhuhn besiedelt meist magere, halboffene Lebensräume und frühe Sukzessionsstadien verschiedenster Entstehung: Überschwemmungsflächen, Brände, Windwürfe, Moore, Weidegebiete und Heiden, klimatisch bedingte Kampfbereiche des Waldes in der Steppe oder im Hochgebirge (KLAUS et al. 1990, SCHMITZ 1997, MÜLLER & KOLB 1997, KLAUS 1997, ZEITLER & KOLB 2005). Welche Mechanismen die halboffene Waldstruktur schaffen, ist von sekundärer Bedeutung. Dies können durchaus auch massive neuartige Immissionsschädigungen sein, wie im Erzgebirge (SCHULENBURG 1991).

Hier werden zur Ernährung gerne Laubhölzer, im alpinen Raum die Lärche genutzt. Die Pflanzengesellschaft spielt wahrscheinlich keine primäre Rolle, das Birkhuhn ist einfach an offene Landschaften mit einem gewissen Laub- und Nadelholzbestand angepasst. Ökomorphologische Anpassungen wie die langen Flügel erlauben sehr rasche Fluchtflüge. Die Nahrungsausnutzung ist im Vergleich zu pflanzenfressenden Säugetieren bescheiden, wobei das organische Material von Ebereschen-Knospen wesentlich verdaulicher ist als das von Rotbuchen-Knospen (ZBINDEN 1980).

Trotzdem muss offenbleiben, inwieweit im Freiland Nahrungsengpässe limitierend wirken können. In fichtenreichen Gebieten stellt die Eberesche nach der Heidelbeere oft die wichtigste Winternahrungspflanze dar. Dabei ist aufgrund des Prädationsrisikos eine übersichtliche Lage der Fressplätze von Bedeutung (KLAUS & BOOCK 1989). Tierische Kost scheint wie beim Auerhuhn zwischen September und November von geringer Bedeutung. Anfang September nehmen junge Birkhühner noch deutlich mehr animalische Kost auf als Altvögel. Dabei handelt es sich um Schnecken, Spinnentiere und Insekten, vor allem Ameisen und Käfer (HELMINEN & VIRAMO 1962).

In Mitteleuropa brachen in den letzten hundert Jahren fast sämtliche Vorkommen im Tiefland zusammen. Dieser Prozess konnte noch immer nicht aufgehalten werden. Zwar ist die Landschaft noch halboffen, und lokale Biotopschutzmaßnahmen verhindern eine Zerstörung der Bodenbruten durch die intensive Landwirtschaft. Aber dies ist offensichtlich nicht entscheidend. Sehr gut erklärt werden könnte das Aussterben hingegen durch die alternative Beute-Hypothese und einen Randeffekt (s.u.).

In einigen alpinen Birkhuhnvorkommen ist seit Anfang der 1990er Jahre eine negative Bestandsentwicklung festzustellen. In der Schweiz folgte auf eine Periode mit guten Beständen ein Rückgang der Bestandszahlen um bis zu 80 %, wobei der Rückgang am nördlichen Arealrand früher und stärker auftritt (HESS 2000).

In optimalen Birkhuhn-Habitaten erreicht die Siedlungsdichte in den Schweizer Alpen sogar 7 Hähne/km^2 (PAULI 1974). In den französischen Alpen liegt die Siedlungsdichte der Hähne in bejagten Populationen deutlich niedriger (1,6-2,2 Hähne/km^2) als in nicht bejagten Populationen (2,2-4,0 Hähne/km^2, nach ELLISON et al. 1981), und in den Hautes-Alpes bei 3,2-3,9 Hähnen/km^2 nach LEONARD (1991).

Die Home-range – Gebiete der Birkühner in den Alpen sind geringer als in Populationen des norddeutschen Flachlandes, der Mittelgebirge oder Fennoskandinaviens. Hennen bewohnten im Schweizer Aletschwald während des Winters 33-36 ha, max. 44 ha (MARTI 1985, MARTI 1988), und Hähne nutzten in den Karnischen Alpen zwischen Juni und März 41-195,5 ha (FRANCESCHI & MATTEDI 1995).

Für alpine Birkhuhn-Vorkommen sind Bestandsschwankungen belegt, die vor allem vom alljährlich schwankenden Bruterfolg und der im Vergleich zu anderen Birkhuhn-Lebensräumen geringen Reproduktionsrate abhängen. Skandinavische Birkhuhn-Lebensräume weisen größere Gesperre und eine höhere Reproduktionsrate auf (MARTI 1988). Der Jungvogelanteil in alpinen Populationen der Schweiz schwankt zwischen 15 und 52 % und ist nach Sommern mit hoher Julitemperatur besonders hoch (MARTI & PAULI 1983, ZBINDEN 1987).

Die Situation ist in französischen Vorkommen sehr ähnlich. Der Anteil an führenden Hennen schwankt zwischen 22 und 45 %, und die Reproduktionsrate schwankt zwischen 0,8 und 2,6 Jungen/Henne (ELLISON et al. 1981, LEONARD 1995). Ein wichtiges Maß ist die Mortalität der Birkhühner innerhalb eines Jahres (CAIZERGUES & ELLISON 1997), sie liegt bei alpinen Birkhühnern wesentlich niedriger. Die viel geringere Wintersterblichkeit in den Alpen liegt z.B. im Tessin bei adulten Hähnen bei 20-25 %, für adulte und juvenile Hähne zusammen bei 30-40 %. Im Gegensatz dazu stehen skandinavische Verhältnisse, wo adulte Hähne 47 % und junge Hähne 64 % Mortalität aufweisen (MARTI 1988).

Daher reicht zur Aufrechterhaltung der Population eine minimale jährliche Reproduktionsrate von 0,9-1,6 Jungen/Henne aus (ELLISON et al. 1981). Die Mortalitätsrate in skandinavischen und nordeuropäischen Birkhuhnvorkommen ist bei Adulten höher, daher sind höhere Reproduktionsraten (Großbritannien 1,5-2 Junge/Hennen, Skandinavien bis 2,8 Junge/Henne) zur Erhaltung der Population notwendig (MARTI 1988, BAINES 1996, RAJALA 1974).

Die wesentlichen Faktoren, die die Bestandsentwicklung des Birkhuhns in den Alpen beeinflussen, sind die Witterungsbedingungen im Winter, vor allem die Schneeverhältnisse zur Anlage von Schneehöhlen, die Vegetationsentwicklung im Frühjahr und die Wettersituation im Juli während der Aufzuchtsperiode der Jungen (ELLISON & MAGNANI 1985).

Ein wichtiges Maß ist die Mobilität der Birkhühner im Lebensraum und zwischen geeigneten Habitaten. Adulte Hähne sind sehr standortstreu und bewegen sich innerhalb von Radien von 2 bis maximal 7,5 km Entfernung. Hennen halten sich ebenfalls innerhalb eines Radius von 2 km auf. Nur Junghennen sind mobiler und können weitere Entfernungen bis 15 km zurücklegen und zwischen Wohngebieten wechseln (LEONARD 1991, MARTI 1985). Nach ZEITLER (2002) wechseln Birkhühner im Winter rotationsmäßig ihre Äsungsplätze, um Prädatoren die Jagd zu erschweren.

Nach Untersuchungen in den bayerischen Alpen liegen die durchschnittlichen Entfernungen zwischen Birkhuhn-Habitaten bei 4,6 km. Daraus folgt, dass diese Entfernungen von Birkhühnern vor allem von Jungvögeln in der Dispersionsphase überwunden werden können und herumstreichende Birkhühner geeignete Habitate erreichen können (STORCH 1997). Nach Untersuchungen in Finnland wandern 46 % der Jungvögel weiter als 10 km vom Wintereinstand ab, die weiteste Entfernung lag bei 33,5 km. 80% der Adultvögel brüten innerhalb von 5 km Entfernung vom Wintereinstand (MARJAKANGAS et al. 1991).

Für Populationen von weniger als 100 Individuen sind daher für ein Langzeit-Überleben Spenderpopulationen in erreichbarer Entfernung notwendig. Für langfristige Schutzkonzepte ist daher das Metapopulations-Konzept wichtig (STORCH 1997). Die Birkhuhn-Population des Nationalparks Kalkalpen ist daher auf Zuzug aus *source*-Habitaten und Spender-Populationen angewiesen.

Die nächstgelegenen größeren Birkhuhnvorkommen befinden sich im Priel–Gebiet, am Warscheneck, in den Haller Mauern und im Kasberg-Gebiet. Die Ent-

fernungen zu diesen Vorkommen (11-18 km) liegen im Bereich der oberen natürlichen Dispersions-Angaben. Daher sind Trittsteinvorkommen, die oft nur Habitate für wenige Individuen bieten, zwischen diesen Vorkommen besonders wichtig.

Für alpine Birkhuhnpopulationen ist die Winterökologie von entscheidender Bedeutung im Jahreslauf. Es gibt nach Untersuchungen in den Schweizer Alpen keine Unterschiede zwischen Hahn und Henne in der winterlichen *Home-range*-Größe. Das Nahrungsangebot ist im Winter nicht limitierend. Hennen nutzen im Vergleich zu Hahnen aber ein vielfältigeres Nahrungsangebot, wechseln die Nahrungspflanzen öfter und reduzieren die Aktivitätszeit der Nahrungsaufnahme stärker auf ein Minimum als Hähne. Um Energie zu sparen, legen Birkhühner für die Nachtruhe und auch für die Tagesruhe bei Schneehöhen ab 40 cm Schneehöhlen an (MARTI 1985). Geeignete und sichere Schneehöhlen-Übernachtungsmöglichkeiten sind daher wesentliche Eigenschaften von Birkhuhn-Winterhabitaten.

Schneehöhlen-Übernachtung und Gruppenbildung im Winter hat auch einen Feind-Vermeidungseffekt (MARJAKANGAS 1990). Die allgemein guten Schneebedingungen in den alpinen Vorkommen, z.B. in Nordhanglagen, und die Möglichkeit, Schneehöhlen bis in den Mai aufsuchen zu können, könnte auch eine Erklärung für die geringere Mortalität im Winter sein.

Nach LONEUX (2000) sind Bestandsabnahmen in mitteleuropäischen Birkhuhnvorkommen auch mit den milden Witterungsbedingungen im Winter der letzten Jahrzehnte zu korrelieren. Demnach nehmen Birkhuhnvorkommen in den belgischen, niederländischen und norddeutschen Heide- und Moorlebensräumen stärker ab als Birkhuhn-Vorkommen in höheren Lagen der Mittelgebirge.

Der Einfluss der Beweidung auf Birkhuhn-Habitate in alpinen Vorkommen wurde vor allem in den französischen Alpen experimentell untersucht. Es zeigte sich in intensiv beweideten Gebieten mit Schafen und Rindern eine langfristige Abnahme der Hennen-Bestände. Hennen meiden stark beweidete Gebiete. Eine Beweidung erst ab Mitte August führte zu einer Schonung der Zwergstrauchbestände, was eine bessere Deckung für Birkhühner bedeutete. Es kam zu einer nicht signifikanten Zunahme von Gesperren in nicht mehr oder spät beweideten Gebieten (JOUGLET et al. 1999). Eine Erhöhung der Reproduktionsrate konnte bereits bei einer Umstellung der Beweidung von Schafen auf eine nur extensive Beweidung durch Rinder erreicht werden (ELLISON & MAGNANI 1985).

In Großbritannien weisen stark beweidete Flächen niedrige Vegetation auf und bieten daher wenig Deckung vor Prädatoren, und sie weisen zudem ein geringes Invertebratenangebot für Küken auf. Der Bruterfolg ist um 37 % niedriger als in gering beweideten Gebieten. Nur in wenig beweideten Gebieten werden noch genug Jungvögel produziert, die Reproduktionsrate liegt bei über 1,5 Jungen/Henne und die Population erhält sich (BAINES 1996).

Über Verlustursachen in alpinen Birkhuhn-Populationen liegen Studien in den französischen Alpen mittels Telemetrie und Kunstnestversuchen vor (LEONARD 1995, MAGNANI o.J.). Der Anteil an Corviden an Gelegeverlusten ist in offenen Lebensräumen höher, die überwiegenden Prädatoren sind Carnivore. Es konnte ein Zusammenhang zwischen touristischer Infrastruktur und Prädatorenverlusten hergestellt werden (MAGNANI o. J.). Für den bayerischen Nationalpark Berchtesgaden wird nur für 9 % der Habitatfläche des Birkhuhns der Fuchs als relevanter Prädator anhand einer GIS-Studie prognostiziert (SCHUSTER & D´OLEIRE-OLTMANNS 1994).

In stärker durch Landwirtschaft fragmentierten Wald-Moorgebieten sank die Anzahl führender Birkhennen stark ab. Erklärt wird die Abnahme durch höhere Nest-Verluste durch Prädatoren (KURKI & LINDEN 1995).

Der Einfluss der Bejagung wurde in Untersuchungsgebieten der französischen Alpen dokumentiert. Demnach beeinflusst die Bejagung vor allem die Siedlungsdichte der Hähne im Frühjahr und das Geschlechterverhältnis. Die Reproduktionsrate war in bejagten Gebieten mit der von nicht bejagten Gebieten vergleichbar. Eine Einstellung der Bejagung gleicht das Geschlechterverhältnis wieder aus und führt zu einer Erhöhung der Siedlungsdichte der Hähne (ELLISON et al. 1981).

In stark touristisch genutzten Wintersport-Gebieten erhöhen sich die Störereignisse für Birkhühner erheblich, und zusätzliche Mortalitätsfaktoren treten auf (MEILE 1982, MIQUET 1990, ZEITLER 2000b).

Für die Bayerischen Alpen werden im Vergleich mit anderen Vorkommensgebieten des Birkhuhns im Flachland und in Mittelgebirgen anthropogene Störungen als bestandslimitierender Faktor genannt (ZEITLER 2000a). Es zeigte sich, dass vor allem eine Reihe von menschlichen Aktivitäten in den Winterhabitaten des Birkhuhns mit einer großen Flächenbeanspruchung auftreten: Schi-Tourengehen, winterliches Bergwandern, Ski-Bergsteigen, Tiefschnee-Variantenabfahrten, Schneeschuhlaufen und Snow-Trekking.

Bei diesen Sport- und Freizeitaktivitäten werden gezielt kupiertes Gelände, Grate, Kuppen, Rücken und Hänge, die noch von Einzelbäumen durchsetzt sind, also die Kerngebiete und wichtigsten Winterhabitate und Balzplätze des Birkhuhns, beansprucht (ZEITLER 2000a).

Das Gewicht der Einzelfaktoren und der einzelnen Störereignisse ist sehr unterschiedlich zu bewerten.

Längerfristig zeigte sich in einer Studie eine Verschiebung der winterlichen Raumwahl des Birkhuhns in Abhängigkeit vom Schibetrieb bei gleichzeitiger Bestandsabnahme im Gebiet. Es kam zur Aufgabe von Balzplätzen und zur Auflösung von Gruppenbalzplätzen. Störereignisse sind umso kritischer zu bewerten, je weniger Ausweichräume mit guten Habitateigenschaften im Gebiet vorhanden sind (ZEITLER 2000b).

Eine Erstellung eines räumlich und zeitlich geregelten Tourismus-Nutzungskonzepts ist notwendig. In bestimmten Rauhfußhühner-Kerngebieten ist die Erklärung und Einhaltung von Schutzzonen und das Sperren für touristische Nutzung zu erreichen (ZEITLER 1994, 1999).

Skandinavien

In guten Fortpflanzungsgebieten erreichte die Dichte in Finnland 15,9 Vögel/km^2. Die durchschnittliche Brutgröße betrug Ende August 5,1 Junge. Die durchschnittliche Gelegegröße lag bei 7,9 Eiern (RAJALA 1974).

In Finnland produzierten höchstens 11 % der Eier einen Vogel, der bis zum nächsten Frühling überlebte. Die Mortalität war nach dem Schlupf am höchsten und sank dann allmählich bis zum Adultstadium. Insgesamt wurden 29 % der Gelege zerstört.

Die Sterblichkeit im ersten Winter betrug 64 %. In stabilen Populationen war die jährliche Adultensterblichkeit 47 %. Die Jugendsterblichkeit war bei Hähnen höher. Kleine Bruten hatten einen geringeren Hahnenanteil. Dieser Anteil sank im Laufe des Sommers. Jahre mit gutem Fortpflanzungserfolg wiesen höhere Hahnenanteile auf (LINDÉN 1981b).

Gesamtschau Haselhuhn

Charakteristisch für einen Haselhuhn-Lebensraum ist die räumlich enge **Verzahnung von Deckung und Nahrung**. Bereits SCHERZINGER (1977) betonte, wie sehr für die Bewertung eines Areals der Deckungsgrad vor dem Nahrungsangebot kommt. Leider wurde diesem wichtigen Befund bisher nur wenig gefolgt.

In jüngster Zeit wurden Forschungsergebnisse zu unterschiedlichsten Aspekten erzielt (ZBINDEN 1979, LECLERQ 1988, SWENSON 1991, JÖNSSON et al. 1991, SWENSON & DANIELSEN 1991, SWENSON & OLSSON 1991, SWENSON 1992, SWENSON & BOAG 1993, SWENSON 1993a,b, SWENSON & ANGELSTAM 1993, LIESER 1994, MIESLINGER 1994, SWENSON et al. 1994, SWENSON & FUJIMAKI 1994, BESHKAREV et al. 1994, LINDSTRÖM et al. 1994, SWENSON et al. 1995, SWENSON 1995, SCHATT 1995, ÅBERG et al. 1995, SWENSON & DANIELSEN 1995, BERGMANN et al. 1996, BEJCEK 1997, SAARI et al. 1998, SWENSON & BRAINERD 1998, BONCZAR et al. 1998, BLATTNER 1998, DESBROSSES 1999, 2002, ÅBERG, SWENSON et al. 2000, ÅBERG, JANSSON et al. 2000, MULHAUSER & SANTIAGO 2003, RHIM & LEE 2004, SCHERZINGER 2005):

Das Haselhuhn hat höhere Ansprüche an die Qualität der Nahrung als die anderen Raufußhühner. Die Witterung zur Vorlegezeit beeinflusst das Pflanzenwachstum und den Bruterfolg im Unterschied zum Auerhuhn.

Obwohl es Primärsukzessionen bewohnt und diese in der Taiga vor allem durch Brände entstehen, haben Haselhühner keine hohe Mobilität.

Die Sozialstruktur dient vor allem der Feindentdeckung und hängt auf diesem Wege von der Lebensraumstruktur ab.

Große Vorkommensbereiche hängen wahrscheinlich von wenigen Optimalbiotopen ab.

Die Anpassung an den Fuchs als Prädator ist gering.

Jahreszeitliche kleinräumige Revierverlagerungen sind typisch.

Die Jagd mit der Lockpfeife verschiebt das Geschlechterverhältnis zugunsten der Weibchen, sonstige Methoden zugunsten der Männchen.

Metapopulationen, Fragmentierung, Prädationsrisiko und Dispersionsfähigkeit

Die bisherige Fragmentierungsforschung am Haselhuhn hat betont, dass besiedelte Waldbestände in der Feldflur maximal 100 m von geschlossenem Wald, und innerhalb des geschlossenen Waldes etwa 2 km von geeigneten Habitaten entfernt sein dürfen (ÅBERG et al. 1995).

Es ist aber wahrscheinlich, dass diese Absolutwerte stark vom Prädationsrisiko in einer Landschaft abhängen. Aus Oberösterreich sind ganz andere Werte bekannt. Hier sind Vorkommen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vom Schachenwald bei Kremsmünster überliefert (MAYER 1978). Das erste Gebiet betrifft einen langgestreckten Wald von 8 x 0,2-1,4 km Größe. Die Entfernung zum nächsten geschlossenen Waldgebiet beträgt 14 km.

Ein weiteres Vorkommen aus diesem Zeitraum ist von einem Wald bei Krühub im Raum Kremsmünster/Wartberg überliefert. Hier sind die größten vorhandenen Waldinseln lediglich 0,37, 0,23 und 0,11 km^2 groß. Die nächsten geschlossenen Waldgebiete sind 5 km entfernt. Es handelt sich um ein ausgesprochenes Agrargebiet mit < 10 % Waldanteil.

Tab. 22: Bestätigung oder Verwerfung von Voraussagen der Nahrungs-, Klima- und Prädations-Hypothesen.
***Tab. 22**: Proved and rejected predictions of hypotheses on habitat choice according to the importance of food, weather or predation risk.*

Hypothese/Voraussage	bestätigt/ zurückgewiesen
Nahrungs-Hypothese	
Auerhuhn-Spätwinter-Abundanz korreliert mit Kiefern-Wäldern	zurückgewiesen
Auerhuhn-Sommer-Abundanz korreliert mit Heidelbeer-Vorkommen	zurückgewiesen
Haselhuhn-Abundanz korreliert mit Weichlaubholz-Abundanz	zurückgewiesen
Klima-Hypothese	
Auerhuhn-Abundanz ist auf Südseite der Gebirgskämme maximal	zurückgewiesen
Raufußhühner bevorzugen südliche Hangexposition	bestätigt
Haselhuhn-Abundanz korreliert mit lokaler Einstrahlung	bestätigt
Raufußhuhn-Abundanz ist in geringer Seehöhe maximal	zurückgewiesen
Geringer Kronenschlussgrad	bestätigt
Mäßig lückige Krautschicht	bestätigt
Prädationsrisiko-Hypothese	
Auerhuhn: teilweise dichte Krautschicht	bestätigt
Auerhuhn: Bevorzugung von Kuppe und Oberhang	bestätigt
Auerhenne: größeres Spektrum der Baumschicht als Hahn (sowohl dichter als auch offener)	bestätigt
Auerhahn: Im Sommer höherer Kronenschlussgrad als Henne (Adlerrisiko)	bestätigt
Auerhenne: dichtere Krautschicht als Hahn (Möglichkeit zum Drücken)	bestätigt
Strauchschicht und Baumschicht: bei Haselhuhn dichter als bei Auerhuhn	bestätigt
Haselhuhn: größere Waldrandnähe auf Schlägen als Auerhuhn	bestätigt
Obwohl Raufußhuhn-Rupfungen schwer zu finden sind, werden mehrfach welche sichergestellt	bestätigt

Die Habicht- und Sperberpopulationen dieser Wälder werden gegenwärtig intensiv untersucht (STEINER 1998). Viele Wälder über 0,1 km² Größe beherbergen ein Sperberbrutpaar, und nahezu alle Wälder über 1 km² ein Habichtbrutpaar. Das heißt, dass keine größeren sperber- und habichtfreien Wälder existieren. Dies wird durch das Beuteangebot der umliegenden Siedlungen ermöglicht. Das Beuteangebot der Wälder allein würde für eine derart konstante Sperber- und Habicht-Besiedlung nicht ausreichen. Somit ist das alternative Beuteangebot die Ursache für diese Situation.

Möglicherweise hat sich das Prädationsrisiko im Laufe des 20. Jahrhunderts erhöht, sodass Haselhühner in diesen Waldinseln heute ausgestorben sind. Heute sind in Oberösterreich gar keine Waldinseln mehr besiedelt, sondern nur noch die Kernzonen großer, geschlossener Waldflächen. VALENTINITSCH & V. KRÜDENER stellten im 19. Jahrhundert die höchsten Haselhuhn-Dichten noch in Feldhecken mit vielen Haselsträuchern fest (zit. in BERGMANN et al. l.c., vgl. SCHERZINGER in verb.) – eine heute undenkbare Situation.

In Skandinavien dagegen können auch noch Waldinseln am Rande zur Feldflur besiedelt werden (ÅBERG et al. 1995). Dort sind die Prädatorendichten um ein Mehrfaches geringer (ANDRÉN & ANGELSTAM 1985, ANGELSTAM 1986, KENWARD & WIDÉN 1989).

Analoges könnte für das Auerhuhn gelten. Aus Mitteleuropa ist bekannt, dass vor einigen Jahrzehnten Auerhühner auch noch Feldgebiete im Randbereich von Wäldern in ihren Aktionsraum einbezogen (MÜLLER 1973). Das Nahrungsangebot konnte hier durchaus attraktiv sein.

Das Nahrungsangebot hat sich seither wohl weniger gravierend verändert als das Prädationsrisiko. Offensichtlich ist das Verhaltensinventar von Raufußhühnern – als primären Taigabewohnern – schlecht an generalistische Prädatoren angepasst. Dieses Kollektiv aus Fuchs, Dachs, Rabenvögeln und Mäusebussarden, aber auch Sperber und Habicht, erreicht in der Taiga ungleich geringere Dichten. Dieses mangelnde Anpassungspotenzial könnte ein Unterschied zum Fasan sein.

Sperber und Habicht bejagen selektiv waldbewohnende, bodenlebende und mittelgroße Vogelarten. Diese drei Kriterien treffen auf Raufußhühner oder ihre Jungen zu. Ähnliches gilt für Mäusebussarde, die im oberösterreichischen Alpenvorland etwa um den Faktor 10 häufiger sind als die vorgenannten Greifvogelarten (STEINER 1999).

Deshalb dürfte das Prädationsrisiko hier erheblich höher sein als in den geschlossenen alpinen Waldgebieten. Nimmt man als realistische Kalkulation eine um die Hälfte geringere Sperber- und Habichtdichte in den Alpen und eine zehnfach größere Waldfläche, dann ist das auf die Waldfläche gerechnete Risiko des Antreffens eines Sperbers oder Habichts in den Alpen zwanzigfach geringer. Das gilt besonders für den Winter, wenn alternative Beute spärlich ist.

Tab. 23: Erklärungsmöglichkeit von Einzelbefunden durch unterschiedliche Hypothesen (Mehrfacherklärung möglich). Den vorläufigen Ergebnissen zufolge kommt der Prädationshypothese der höchste Erklärungswert zu.
***Tab. 23**: Value of food, weather or predation risk in explaining 11 observed patterns of habitat choice in Capercaillie and Hazel Grouse.*

Befund	Nahrungs-Hypothese	Klima-Hypothese	Prädationsrisiko-Hypothese
Höhenverbreitung Auerhuhn: Untergrenze 900 m	(Ev. Fehlen von vielfältiger Strauch schicht in Buchenwäldern – aber meist Fichtenwälder vorhanden)	(Nein – Klima in tiefen Lagen günstiger)	Prädatorendichte (Fuchs, Dachs, Mäusebussard, Krähenvögel, Sperber, Habicht) in tiefen Lagen höher
Höhenverbreitung Haselhuhn: Schwerpunkt 1100-1300 m	(Nein – mehr Weichlaubhölzer in tiefen Lagen)	(Nein – Klima in tiefen Lagen günstiger)	Prädatorendichte (Fuchs, Dachs, Mäusebussard, Krähenvögel, Sperber, Habicht) in tiefen Lagen höher
Verbreitung der Auerhuhn-Meta-Population: Meist Fehlen in Sengsengebirge Süd	(Nein – Kiefer und Heidelbeere maximal in Sengsengebirge Süd vertreten)	(Nein – meist südliche Expositionen)	Hohe Fuchsdichte des Tales strahlt ev. in Hänge aus; geringe Flächengröße der Höhenlage 900-1400 m
Verbreitung der Haselhuhn-Meta-Population: Meist Fehlen in Sengsengebirge Nord	Strauchschicht z.T. gut vorhanden, aber weniger Krautschicht	Weniger Besonnung	Weniger Deckung in Krautschicht – höheres Prädationsrisiko
Präferenz geringe Geländeneigung bzw. Kuppe + Oberhang durch Auerhuhn	Bessere Zwergstrauch –Vorkommen könnten bestehen	Bessere Sonnenein-strahlung könnte bestehen	Bessere Übersicht für Flugfeinde könnte bestehen; bessere Übersicht gegen tief anfliegende Greifvögel, Greifvögel können schlechter von oben angreifen
Stärkeres Vorkommen des Haselhuhns im Mittelhang- und Talbereich im Vergleich zu Auer- und Birkhuhn	Ev. mehr Weichlaubhölzer	(Nein-weniger Sonnenein-strahlung)	Bessere Start- und Fluchtfähigkeit aufwärts bewirkt vergleichsweise geringeres Prädationsrisiko
Präferenz südliche Expositionen	Bessere Zwergstrauch –Vorkommen könnten bestehen	Bessere Sonnenein-strahlung	Mehr Deckung in Krautschicht – geringeres Prädationsrisiko
Auerhühner haben genauso wie Haselhühner zu 80 % weniger als 25 % Zwergstrauch-Deckungsgrad	(Nein – Auerhühner würden Zwergsträucher lieber fressen als Haselhühner)	?	Auerhühner bevorzugen primär Deckung, z.B. durch Farne u.a. Vegetation, und erst sekundär Zwergsträucher
Auerhühner bevorzugen im Winter höheren Kronenschlussgrad	Nur Baumäsung vorhanden	Geringere Wärmeverluste	Keine Krautschicht-Deckung auf Freiflächen vorhanden
Auerhühner bevorzugen gegenüber Haselhühnern Altholz und Optimalphase; Haselhüher dagegen Stangen-holz und Jungholz	(unterschiedliche Nahrungsvorlieben nur zum Teil: auch in Optimalphase wäre gutes Kraut-, z.T. Strauch-Angebot vorhanden)	?	Bessere Fluchtfähigkeit und Deckungs-möglichkeit für kleineres Haselhuhn in dichterer Struktur; bessere Übersicht und Feind-Früherkennung für Auerhuhn in lichtem Altholz
Auerhühner selektieren obere Bereiche von Schlägen; kleinere Schläge; meiden große Schläge	Durch geringere Bonität lückiger und beerkrautreicher	Durch Lückigkeit weniger Nässe	Bessere Übersicht und Deckung (Küken) gegen tief anfliegende Greif-vögel, Greifvögel können schlechter von oben angreifen; auf Schlag keine Deckung gegen Steinadler
Häufigkeit nicht zurückgewies. Hypothese	**6 x**	**5 x**	**11 x**

Gemeinsame Fragen

Es gibt auch Prinzipien, die für alle Arten gemeinsam gelten. Dazu zählt die Landschaftsperspektive im Maßstab von hunderten bis tausenden Quadratkilometern. Hier ist entscheidend, ob es zu einer Fragmentierung (Verinselung) geeigneter Biotope kommt, und wie hoch Bruterfolg und Mortalität in den Teilvorkommen sind (ÅBERG et al. 1995, HANSKI & GILPIN 1997).

Die Sozialstruktur der Raufußhuhnarten hängt im Unterschied zu anderen Vögeln weniger von der Ernährung ab. Die Verteilungsmuster balzender Hähne hängt vom Prädationsdruck in offenen und bewaldeten Habitaten ab. Polygyne Arten weisen einen sexuellen Bimaturismus auf, wobei Weibchen schon im ersten Jahr reproduktiv aktiv sind. Polygynie sollte dann auftreten, wenn sexueller Bimaturismus vorteilhafter ist als Brutfürsorge durch beide Eltern (HAVEN WILEY 1974).

Kausalität

Wir müssen uns die Frage stellen, warum Korrelationen zwischen gewissen Landschaftsstrukturen und Raufußhuhn-Vorkommen bestehen. Die vielzitierte Relation von Auerhühnern und Heidelbeeren ist nur ein Beispiel. Es reicht nicht zu zeigen, dass Korrelationen mit bestimmten Strukturen bestehen. Wir müssen auch klären, warum gewisse Strukturen benötigt werden. Dies ist die Frage nach der Kausalität. Bisher konnte kaum schlüssig gezeigt werden, dass das Nahrungsangebot limitierender Faktor sein könnte. Mangelt es an einer Nahrungspflanze, kann sie meist durch andere ersetzt

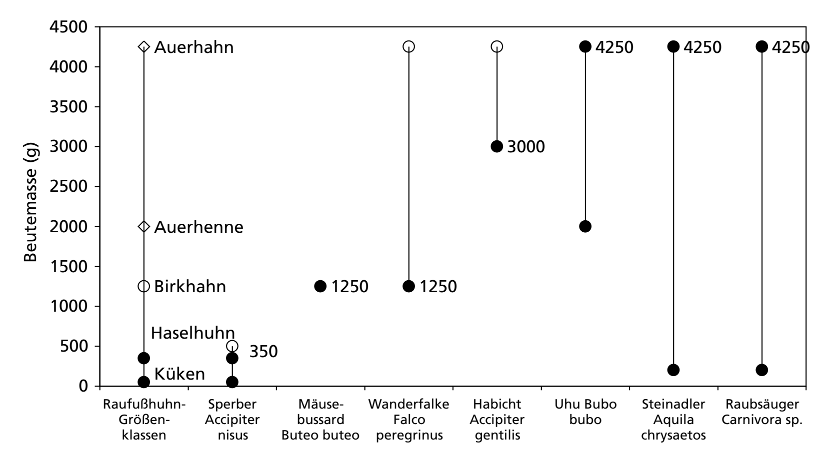


Abb. 86: Größenspektrum der von einzelnen Luftfeinden bejagten Raufußhühner. Volle Kreise: in Österreich empirische festgestelltes Größenspektrum der Raufußhuhn-Beute von Prädatoren. Offene Kreise: europäische Literaturdaten.
***Fig. 86**: Range of prey size in several avian predators of grouse.*

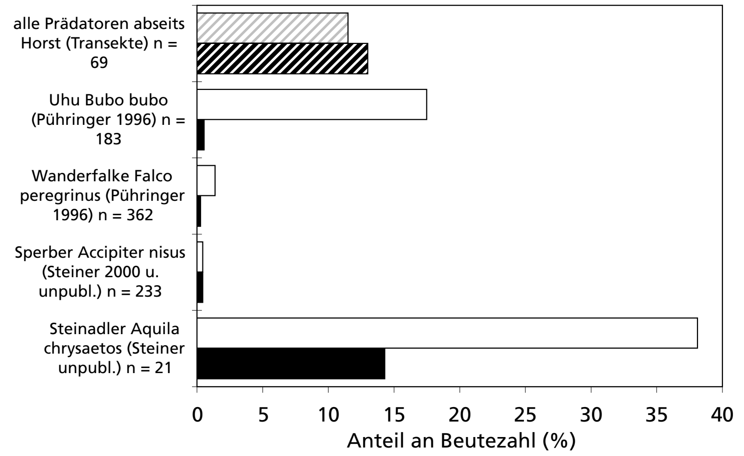


Abb. 87: Prädation bei Greifvögeln während der Brutzeit, Beutereste an Horsten. Unterschieden sind die Raufußhühner selbst sowie ihre natürlichen Feinde. Daten seit dem Zeitraum von etwa 1979. Im Vergleich dazu Funde abseits Horsten, wo eher größere Beutetiere überrepräsentiert sind (oben). Beim Uhu wurden Igel nicht als Raufußhuhn-Prädatoren mitgerechnet.
***Fig. 87**: Grouse and grouse predators as prey of (from top to bottom): miscellaneous pluckings found during transect counts; Eagle Owl; Peregrine Falcon; Sparrowhawk; Golden Eagle.*

werden, da meist häufige Pflanzenarten das Nahrungsspektrum bilden.

Werden Zwergstrauchfluren aufgrund der Deckungsmöglichkeit vor Feinden, wegen des Nahrungsangebotes oder aus mikroklimatischen Gründen bevorzugt?

Der Slogan „Kein Auerhuhn ohne Heidelbeeren" könnte zu hinterfragen sein. Die Bedeutung des Faktors Prädation ist insgesamt unklar. Bisher wurden nur wenige Untersuchungen den aufwändigen Anforderungen gerecht, um eventuelle Einflüsse schlüssig zu klären. Soferne allerdings Effekte von Beutegreifern untersucht wurden, ergab sich meist starke Evidenz in diese Richtung (NEWTON 1998).

Deshalb ist folgende Fragestellung prioritär: Sind Zwergsträucher attraktiv, weil sie eine so hohe Sicherheit während der Nahrungsaufnahme bieten?

Die Frage, wie der Ort der Nahrungsaufnahme vom Prädationsrisiko abhängt, ist für viele Vögel und Säugetiere von allgemeiner Bedeutung. Hierzu liegen bereits einige Erkenntnisse vor. Im Folgenden soll darauf näher eingegangen werden.

Vergleichende Evaluation der Lebensraum-Faktoren

Tab. 22 veranschaulicht die Bestätigung oder Verwerfung einzelner Aussagen der Nahrungs-, Klima- und Prädations-Hypothesen.

Da einzelne Befunde zugleich von mehreren Hypothesen erklärt werden können, ist die Häufigkeit eines positiven Erklärung in einer weiteren Tabelle (Tab. 23) zusammengestellt.

In der Realität ist zu erwarten, dass eine Kombination aller Faktoren eine Rolle spielt. Allerdings ist der Aspekt „Prädationsrisiko" von hoher Bedeutung.

Prädation und Prädatoren

Feind-Spektrum im Vergleich

Je kleiner das Raufußhuhn, desto größer die Feindzahl (Abb. 86). UTTENDÖRFER und sein Team (1939) verbesserten den Kenntnisstand über das Beutespektrum der europäischen Greifvogel- und Eulenarten erheblich. Grundsätzlich können von starken Vogeljägern deutlich größere Beutetiere als die jeweilige Greifvogelgröße überwältigt werden.

Zur Brutzeit jagen Greifvögel am liebsten kleinere Beutetiere, da sie leichter zum Nest zu bringen sind. Zur Brutzeit jagen außerdem überwiegend die kleineren Greifvogel-Männchen. Deshalb werden dann relativ kleinere Raufußhühner erbeutet. Für erwachsene Raufußhühner in den Alpen ist dann im Mai und Juni unter den Greifvögeln nur mit folgenden Prädatoren zu rechnen:

Haselhuhn: Habicht (Juli – April: Sperber)
Birkhuhn: Habicht und Steinadler
Auerhenne: Habicht und Steinadler
Auerhahn: Steinadler (Habicht)

Allerdings jagt bei den Greifvögeln auch die Nichtbrüterpopulation. Diese macht bis zur Hälfte aller Greifvögel eines Gebietes aus. Es jagen also dann doch auch

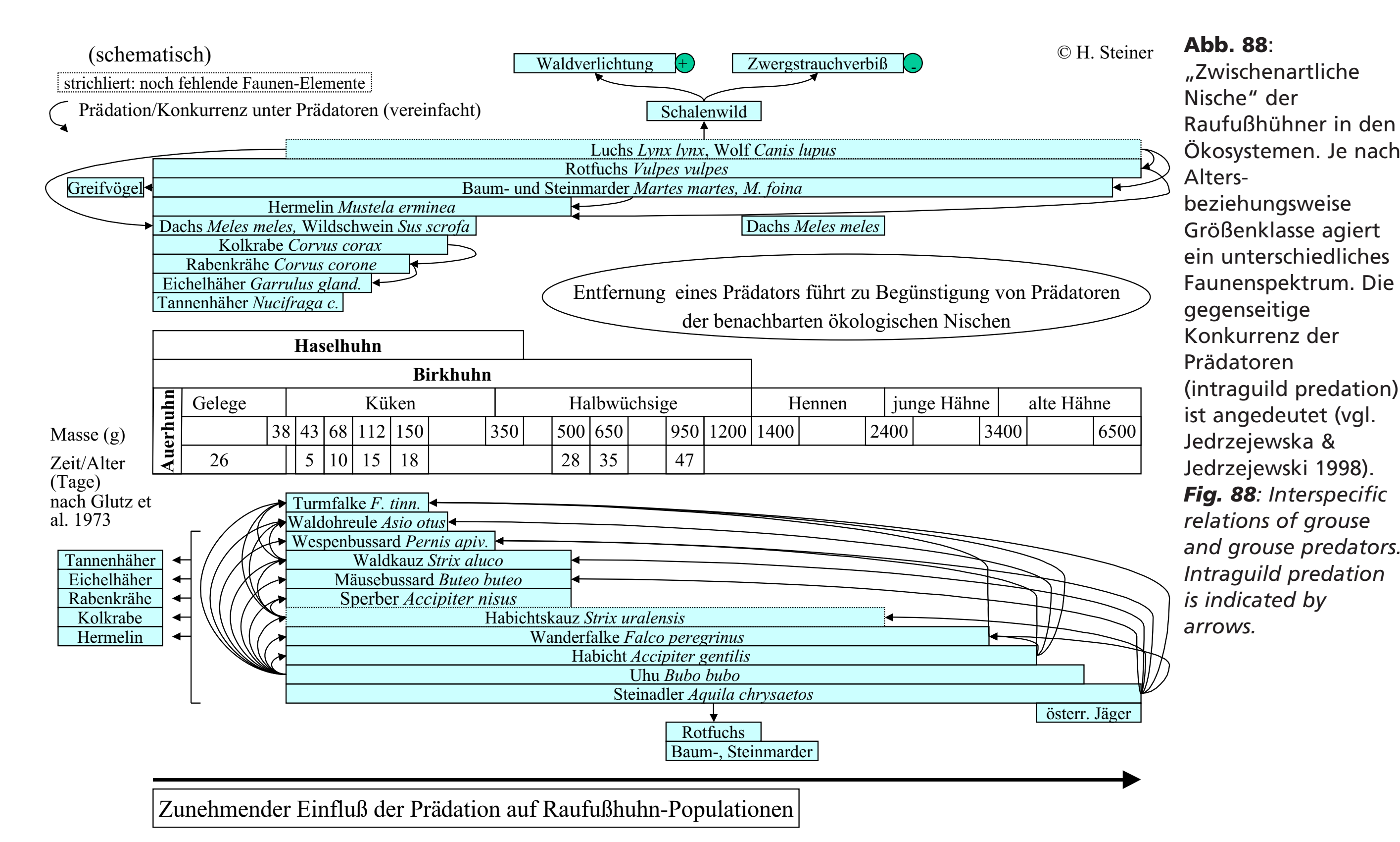


Abb. 88: „Zwischenartliche Nische" der Raufußhühner in den Ökosystemen. Je nach Alters- beziehungsweise Größenklasse agiert ein unterschiedliches Faunenspektrum. Die gegenseitige Konkurrenz der Prädatoren (intraguild predation) ist angedeutet (vgl. Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998). ***Fig. 88****: Interspecific relations of grouse and grouse predators. Intraguild predation is indicated by arrows.*

Weibchen (vgl. ROHNER 1995, 1996, ROHNER & KREBS 1996).

Größere Prädatoren erbeuten erwartungsgemäß auch die größeren Raufußhühner (Abb. 86).

Konkurrenz der Prädatoren

Prädatoren konkurrieren untereinander um Nistplätze und Jagdbereiche, und erbeuten sich gegenseitig in gezielter Weise (*intraguild predation*) (Abb. 87). Diese zwischenartliche und auch innerartliche Konkurrenz wirkt sich bedeutsam auf das Prädatorenvorkommen aus, und schränkt die Anzahl der wirksamen Prädatoren erheblich ein (NORRDAHL et al. 1995, PALOMARES et al. 1995, HAKKARAINEN & KORPIMÄKI 1996, KENWARD 1996, SELÅS 1998, SERGIO et al. 2003, FIELDING et al. 2003). Folglich können feindarme Räume von der Existenz von übergeordneten Prädatoren abhängen (GRIMM 2003, MÖNKKÖNEN & TORNBERG 2003, MÖNKKÖNEN et al. 2000, THOMSON et al. 2003, HALME et al. 2004, PAKKALA et al. 2006, KENWARD 2006, MÖNKKÖNEN et al. 2007, STEINER 2007).

Wanderfalken und Sperber bejagen andere Beutegreifer nur in geringem Umfang. Wanderfalken fingen nur Sperber und Häher. Sperber erbeuteten nur Häher.

Uhus und Steinadler entnehmen nicht nur absolut wesentlich mehr Beutegreifer, sondern auch im relativen Vergleich zu Raufußhühnern.

Eine Schlüsselstellung nimmt der Habicht ein. Alle kleineren Greifvögel und Eulen werden durch Habichte auf dichte, versteckte Habitate zurückgedrängt (STEINER et al. 2006). Wanderfalken können Habichte allerdings in der Nähe ihrer Brutplätze töten (HEPP et al. 1995). Steinadler wiederum verdrängen Wanderfalken von Horstfelsen (RATCLIFFE 1993).

Auch Uhu-Vorkommen sind als Schlüsselfunktion zu werten. Uhus erbeuten alle Eulen- und fast alle Greifvogelarten, besonders die größeren wie Waldkauz, Mäuse- und Wespenbussard sowie namentlich Habicht (PIECHOCKI & MÄRZ 1985, SERGIO et al. 2003, BUSCHE et al. 2004). Dies ist auch für die Kalkalpen nachgewiesen (PLASS et. al 1994, STEINER 1998 mit weiteren Zitaten, PÜHRINGER 1996 und unveröff.). Das Beutespektrum reicht bis Fischadler und Schelladler. Uhus werden in Europa nur von drei Vogelarten prädatorisch beeinflusst: Habichtsadler, Seeadler und Steinadler.

Uhu, Habicht, Bussarde und Raben werden durch die großen Adler auf diesem Weg zu versteckten Horstanlagen gezwungen (z. B. HALLER 1996, FIELDING et al. 2003). Gegen Füchse können Uhus die Brut unter ungestörten Bedingungen hingegen erfolgreich verteidigen, und sie sogar töten (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Eine Übersicht zeigt, dass die meisten natürlichen Feinde bis zu einer Raufußhuhn-Größe von etwa 100 g aktiv sind (Abb. 88). Beim Auerhuhn entspricht dies einem Alter von etwa 15 Tagen. Danach reduziert sich die Zahl möglicher Prädatoren.

Betont werden muss, dass die Feindarten durch Konkurrenz deutlich eingeschränkt werden. Maßgeblich ist nicht die Zahl der Feinde, sondern die Dichte einzelner Arten. Beispielsweise kann durch das Fehlen von Luchs und Wolf der Fuchs wesentlich höhere Dichten erreichen, wodurch die Raufußhuhn-Prädation wohl wesentlich erhöht wird (z.B. SCHERZINGER 1996 mit weiteren Zitaten).

Einfluss anderer Beutegruppen auf die Raufußhuhn-Prädation

Gut bekannt ist, dass ein hoher Mäusebestand Prädatoren fördern kann, die dann beim Zusammenbruch der Mäusepopulation verstärkt Raufußhühner erbeuten (alternative Beute-Hypothese). Diese Gesetzmäßigkeiten wurden bisher aber kaum für Vögel diskutiert. Wie wirken sich eigentlich häufige andere Vögel auf Raufußhühner aus?

Räuber-Beute-Beziehungen kristallisieren sich immer mehr als zentrale Steuerungsprozesse in Ökosystemen heraus (vgl. IMS & ANDREASSEN 2000). Die alternative Beute-Hypothese ist auch auf Habicht und Sperber anzuwenden. Jedoch weniger zeitlich, sondern vielmehr räumlich. Das Vorhandensein von Tauben, Drosseln, Haushühnern und Hähern ermöglicht einen dauerhaft hohen Habichtbestand. Hohe Singvogel- und Sperlingsbestände ermöglichen dauerhaft hohe Sperberbestände. Diese bewirken dann sekundär, besonders in nahrungsärmeren Zeiten (Winter), eine hohe Raufußhuhn-Erbeutung. Die gesamte Kausalkette ist in Abbildung 92 festgehalten.

Dieser Effekt ist wichtig und bisher wohl in südlichen Gebieten unterschätzt worden.

Bisher wurde im Schrifttum der Fehler gemacht, den Fuchs als Generalist und den Habicht als Spezialist gegenüberzustellen. Dies trifft aber nur auf das boreale Skandinavien zu, wo der Habicht den massenhaften Schwankungen seiner einzigen Beutegruppe (Raufußhühner) notgedrungen folgen muss.

Südlich der borealen Gebiete hängt der Habicht nicht von einer einzigen Beutegruppe ab, er hat mehrere zur Verfügung, ist unabhängig und zeigt extrem stabile Bestände, egal ob sich eine Beutegruppe vermindert. Somit zeigt der Habicht hier alle klassischen Merkmale eines Generalisten. In Mitteleuropa ist der Habicht auch etwa zehnmal häufiger als in den klassischen Raufußhuhnlebensräumen der borealen Waldgebiete (vgl. KENWARD & WIDÉN 1989).

Dieser Effekt könnte zusammen mit der Zunahme von Fuchs und Marder der Schlüssel dafür sein, warum in Oberösterreich und Mitteleuropa Gebiete unter 800 m Seehöhe von Raufußhühnern geräumt wurden und werden. Denn diese Gebiete sind im Gefolge einer allgemeinen Eutrophierung fast durchgehend reich an Wühlmäusen geworden, die als Nahrungsgrundlage für all diese generalistischen Beutegreifer dienen. Zusätzlich könnte ein erst jetzt zum Zuge kommender Anpassungsprozess der Beutegreifer an diese Lebensraumbedingungen greifen.

Der bisher angenommene Hauptgrund für den Raufußhuhn-Rückgang, die strukturelle Veränderung der Waldbestände, ist möglicherweise nicht ganz so dominant wie bisher angenommen. Die Bekämpfung der Beutegreifer wäre demzufolge nur Symptombekämpfung, während die Ursache bei der Eutrophierung liegt.

Zum Verständnis der Ökologie der heimischen Prädatoren-Gilde wird es für den Nationalpark von Vorteil sein, Vergleiche zu den ökologischen Untersuchungen an Taggreifvögeln im Vorland des Nationalparks zu ziehen (vgl. STEINER 1997 a, b, c, 1998 a, b, 1999 a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, 2000 a, b, c, d, e 2003b mit weiteren Zitaten).

Zusammenfassende Diskussion zur Prädation

Zu den potentesten Vogelprädatoren zählen der Habicht sowie der Sperber (TINBERGEN 1946, KENWARD et al. 1981, KENWARD 1978, 1982, 1986, MCCLEERY & PERRINS 1991, CRESSWELL 1996, SOLONEN 1997). Auch wenn sie sich bei Gelegenheit an leichter zu erbeutende Individuen halten (BIJLSMA 1998), sind es nicht immer die auffälliger gefärbten (GÖTMARK & UNGER 1994, GÖTMARK 1995, 1996).

Beide Arten bevorzugen Beute-Arten mit einer Lebensweise, die sich viel am Boden aufhält (SELÅS 1993, CRESSWELL 1995, GÖTMARK & POST 1996, TORNBERG 1997, RYTKÖNEN et al. 1998). Darunter fallen vor allem Hühnervögel. Kryptische Färbung kann bei am Boden nahrungssuchenden Arten dadurch gefördert werden (GÖTMARK et al. 1997).

Die bevorzugte Wahl von Tagesruheplätzen von männlichen Auerhühnern unter schirmartigen Fichtenästen ist wohl als sichtschutz-bedingte Anpassung gegen Habicht und Steinadler evoluiert. Dadurch allerdings besteht eine erhöhte Überraschungsgefahr durch Bodenfeinde, wie Fuchsrisse an solchen Stellen zeigen (WEGGE et al. 2000, FINNE et al. 2000). In den oberösterreichischen Kalkalpen konnte ein zweiter Typ von Tagesruheplätzen beobachtet werden: übersichtliche Stellen auf Baumstümpfen mit weitem Rundumblick, jedoch Deckung im Rücken. Dies bringt gegen die Luftfeinde nur deshalb Vorteile, weil in unmittelbarer Nähe sehr dichte Vegetationsbereiche als Fluchtziel vorhanden sind. Das Beispiel zeigt, wie unterschiedlich kontextbedingt der Wert von Vegetationsstrukturen einzuschätzen ist.

Die Anpassung des Habichts an Raufußhühner als Beute erscheint in der borealen Zone derart eng, dass sogar Hinweise auf Änderungen seiner Morphologie in Folge des Raufußhuhn-Rückganges in den letzten Jahrzehnten erbracht wurden. Bei diesen finnischen Untersuchungen wurden auffallend viele Raufußhühner in Jungwäldern geschlagen (TORNBERG 2000, 2001, TORNBERG & COLPAERT 2001, TORNBERG et al. 1999).

Unter den meisten Vogelgruppen in Kulturlandschaften wurden regionale Effekte, aber keine großräumigen und langfristigen Dezimierungen beobachtet (NEWTON 1993, 1998). Dies gilt prinzipiell für das ökologische Vermögen von Wirbeltier-Prädatoren (PECH et al. 1992). Eine gewisse Ausnahme können Raufußhühner darstellen (NEWTON l.c.).

Prinzipiell ist zu bedenken, dass sich die schiere Möglichkeit der Prädation trotz eventuell sehr geringer tatsächlicher Prädation sehr stark auf die Lebensraumwahl und das Verhalten von Tier- und Vogelarten auswirken kann (SCHERZINGER 1979, REMMERT 1992, SUHONEN et al. 1994, CRESSWELL 1994a, b, c, HINSLEY et al. 1995, KRAMS 1996, TRYJANOWSKI 1997).

Auf häufigere Bodenbrüter haben allerdings bei bestimmter Konstellation die insgesamt viel häufigeren Nahrungsgeneralisten (wie Füchse, Krähen) einen stärkeren Einfluss, als auf Vögel spezialisierte Greifvögel (wie Habichte), die eher selten sind. Diese „Alternative Beute-Hypothese" besagt, dass sich häufigere Beutetiere auf die Bestände seltener Beutetiere negativ auswirken können. Übertragen werden diese Auswirkungen durch Beutegreifer, die prinzipiell beide Beutegruppen erbeuten (s.u.; ANGELSTAM et al. 1984, MARCSTRÖM et al. 1988, JEDRZEJEWSKI et al. 1994, ZALEWSKI et al. 1995).

Vor allem können **Waldvogelarten** an den **Rändern zu Kulturland** bzw. in kleineren Lebensraum-Inseln deutlich **erhöhten Nestverlusten** ausgesetzt sein (ANDRÉN & ANGELSTAM 1985, ANGELSTAM 1986, MØLLER 1989, 1991, method. Kritik bei HASKELL 1995).

Welche Faktoren zu den Bestandsschwankungen der primären Beute führen – den Kleinsäugern – ist dagegen umstrittener und im Kontext weniger wichtig (KING 1985, PUCEK et al. 1993, KORPIMÄKI 1994, KORPIMÄKI et al. 1996, NORRDAHL & KORPIMÄKI 1995, 1996, KREBS et al. 1995, JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1996, ROHNER 1995, 1996, ROHNER & KREBS 1996, JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998, KLEMOLA et al. 1998).

Die Haupt-Kontroverse zwischen Ornithologen und Jägern, ob Beutegreifer Beutebestände vermindern können, besteht in unterschiedlicher Verwendung des Begriffs „Bestand". Ornithologen meinen Frühjahrsbestand, Jäger Herbstbestand (NEWTON 1993). Der Herbstbestand wird in der Regel vermindert, der Frühjahrsbestand dagegen kaum.

In Skandinavien stellen Raufußhühner oft die Hauptbeute des Habichts und regelmäßige Beutetiere des Sperbers dar (WIDÉN 1987, 1989, SELÅS 1989, 1993, TORNBERG & SULKAVA 1991).

In mitteleuropäischen Vorkommensgebieten erreichen die Anteile der Raufußhühner nur wenige Prozente bis Promille (BRÜLL 1984, WOTSCHIKOWSKY 1980, BÜHLER 1991).

Aus geringen Prozentwerten in Beutelisten auf ökologische Irrelevanz des Prädations-Effektes zu schließen, ist allerdings ungerechtfertigt (vgl. STORCH 1995b, NEWTON 1998).

Lebensraum-Fragmentierung zwingt Beutetiere jedenfalls aus schutzbietender Deckung. Beim Übersetzen von einer Habitatinsel zur nächsten besteht ein großes Risiko, erbeutet zu werden. Darin scheint ein Hauptproblem der Waldfragmentierung für viele gefährdete Arten zu liegen (STEINER 1998).

Grundsätzlich stärker als baumlebende Vögel sind solche gefährdet, die am Boden Nahrung suchen (SELÅS 1993, GÖTMARK & POST 1996).

Dazu zählen die Raufußhühner (s. KLAUS et al. 1990, STORCH 1993a und b, BERGMANN et al. 1996, BAUER & BERTHOLD 1996). Die folgenden Überlegungen zu diesem oft emotional diskutierten Thema erscheinen gerechtfertigt, da es ohnehin nicht verhindert werden kann, wenn bestimmte Interessenskreise Publiziertes unzulässig einseitig wiedergeben wollen. Letztlich ist es eine Frage des Blickwinkels, ob man Prädatoren oder Habitatfragmentierung als Grund für fehlende Überlebensmöglichkeit in bestimmten Lebensräumen verantwortlich macht (vgl. BERGMANN et al. 1996).

Man betrachte zum Beispiel den Fall des Haselhuhnes am Alpennordrand, wo sich geschlossene, naturnähere Wälder in strukturarme Waldinsel-Forste auflösen, und zugleich die Dichten von Wühlmausjägern und Nahrungsgeneralisten wie dem Fuchs steigen. Theoretisch könnte es das Haselhuhn noch geben, wenn es (1) entweder Deckung gäbe oder (2) keine Prädatoren gäbe.

In der Natur kann aber keine Tierart in strukturlosem, „sterilem" Raum überleben. Zudem steht außer Zweifel, dass es einer unsäglich mühsamen, noch nicht bewältigten Arbeit über Generationen bedurfte, die Verantwortlichen zu Verantwortlichkeit zu bringen. Diese Arbeit wäre in Frage gestellt, würde man nun plötzlich die Prädatorenvernichtung wieder gutheißen. Zu viele mühsam geschützte Arten werden durch die Unvernunft des „Schießertums" noch heute leichtfertig gefährdet (sensu Hermann LÖNS zu Jahrhundertbeginn, der selbst Jäger war).

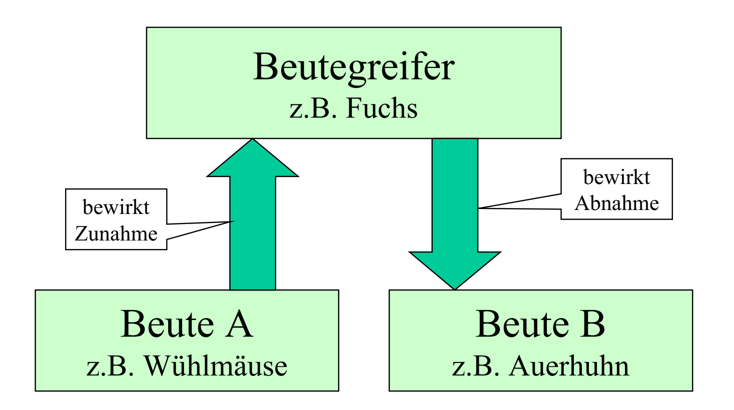


Abb. 89: Schematische Darstellung der „Alternativen-Beute-Hypothese", grundlegend für ein nachhaltiges Management. Wühlmäuse sind im ökologischen Sinne überlegene Konkurrenten des Auerhuhns. Begründer: u.a. Hagen 1952 (Skandinavien: Raubsäuger – Kleinwild – Lemminge); Verallgemeinerung: u.a. Holt 1984; neuere Diskussion: u.a. Newton 1998
Fig. 89*: Alternative prey hypothesis after Hagen (1952), Holt (1984).*

Es liegt nicht im Bereich der Naturwissenschaften, hier ethische Aussagen zu treffen. Aber selbst aus rein ökologischer Perspektive würde eine generelle Dezimierung von Prädatoren oft sogar zur Zunahme kleinerer Arten mit größerem Reproduktionspotenzial, wie dem Fuchs, führen, da deren Regulation seitens der Spitzen-Prädatoren durch *intraguild predation* ausfallen würde. In der Praxis der Prädatoren-Dezimierung wird zwischen einzelnen Arten kaum unterschieden (vgl. ANONYMUS 1976, WALTER 1978, ANONYMUS 1978, STRUNZ & WOTSCHIKOWSKY 1983, SOTHMANN 1978, SCHERZINGER 1980, RIEDERER 1981, FRIEMANN 1985, RHEINWALD 1989, DOBLER & SIEDLE 1993, HEGEMANN 2004, ARNOLD 2007: „Schießen, was man nicht kennt", „Krummfinger contra Krummschnäbel", „Feuer frei auf Habicht & Bussard"). Aber selbst eine großräumige Dezimierung nur der Fuchpopulation, auch unter Einsatz der ethisch umstrittenen und nicht sicher selektiven Fallenjagd, erscheint zumindest äußerst personalaufwändig.

Bodenlebende, schlecht flugfähige Vögel wie Raufußhuhnküken könnten auf deckungsarmen Fichtenwaldböden Sperbern oder Habichten jedenfalls nur schwer entgehen. Bei geringen Waldflächen werden diese umso intensiver bejagt, und das Alternativbeuteangebot der Siedlungen ermöglicht höhere Greifdichten, als das Waldvogelangebot allein erlauben würde (s.o.).

Schlussfolgerungen – Prädatoren-Regulation?

Für Management und Schutz ergibt sich aus alldem eine prioritäre Frage: Wie interagieren Lebensraumstruktur und Prädation?

Eine graphische Darstellung zeigt, wie die entscheidenden Faktoren zusammenspielen (Abb. 89, 90).

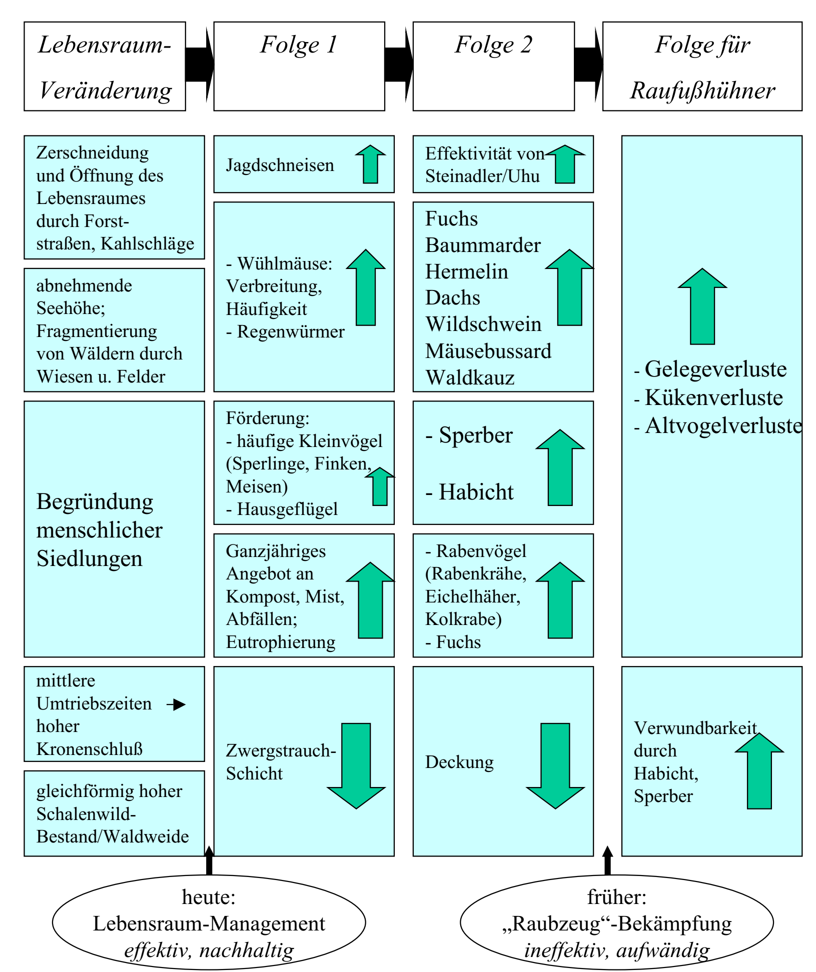
Eine Regulation der Fuchspopulation könnte unter einer Voraussetzung analog dem Schalenwildmanagement begründet werden: Falls Seuchen Bestandteile natürlicher Ökosysteme sind (vgl. REMMERT 1992). Die Ausrottung der Tollwut durch die Immunsisierung hätte unter dieser Voraussetzung zu einem unnatürlichen Bestandsanstieg geführt.

Eingriffe in die Prädatorenpopulationen wären aber grundsätzlich in zweifacher Hinsicht ethisch problematisch. Zum einen widersprechen sie den internationalen Nationalparkkriterien. Es würde ein Fehler wiederholt, der vor 100 Jahren in den amerikanischen Nationalparks gemacht wurde. Zum zweiten ist die pädagogische Vorbildwirkung äußerst problembeladen. Zahlreiche Prädatoren, die noch gefährdeter als die Raufußhühner sind, sind dies, weil sie auch heute noch illegaler Verfolgung unterliegen. Dies betrifft vor allem zahlreiche Greifvögel, aber auch Wolf (*Canis lupus*), Luchs (*Lynx lynx*) und Wildkatze (*Felis sylvestris*) unter den Bestandteilen von Waldökosystemen.

Aus Sicht der Prädationsproblematik sind folgende Managementziele zu formulieren:

- Überwachung der Ernährung der Spezialisten und Generalisten, inwieweit es zu Zunahmen oder Abnahmen der Raufußhuhnprädation kommt, und wie diese räumlich variiert (Fuchs, Habicht, Sperber, Mäusebussard, Waldkauz, Steinadler).
- Auflassen von Forststraßen und Kahlschlägen, um Ausbreitungskorridore für Wühlmause zu unterbinden.
- Regulation des Besucherstromes und der Anlage von Besuchereinrichtungen und Touristenattraktionen. Fernhalten dieser Veränderungen aus Kernzentren des Nationalparks. Anstreben großer Kernzonen ohne Infrastruktur und regelmäßige Menschenpräsenz, um die unseligen Randeinflüsse zu verhindern. Man kann als Fallbeispiel annehmen, dass ein Randeinfluss eine Wirkdistanz von zwei Kilometern hat. Eine quadratische Kernzone von 6 km Durchmesser (36 km^2) hätte aufgrund des Randeffekts dann nur eine effektive Wirkfläche von 4 km^2. Es ist also sehr schwer, wirklich raubfeindarme Flächen zu schaffen (siehe Abb. 91).
- Strenges Verbot des Wegwerfens von Nahrungsmittelresten. Auch geringfügige organische Abfälle sollten vermieden werden, um generalistische Prädatoren nicht zu fördern.
- Förderung des Nahrungsangebotes des Steinadlers, wie Schalenwild und deren Kadaver, sodass er weniger auf Raufußhühner zurückgreifen muss (diese Strategie funktioniert nur beim Steinadler, da er Nahrungsspezialist ist; bei generalistischen Arten wie dem Habicht, hätte dies den gegenteiligen Effekt).

Abb. 90: Anwendung der alternativen Beute-Hypothese für Raufußhühner in Mitteleuropa (Schema). Zugleich eine Darstellung des Zusammenhanges zwischen Lebensraum und Prädatoreneffekten. Effektive Management-Maßnahmen berücksichtigen diese Zusammenhänge. Generalisierung der alternativen Beute-Hypothese sensu Hagen 1952: Holt 1984 in Newton 1998.
***Fig. 90**: Spatio-temporal application of the alternative prey hypothesis for central Europe.*



- Strenges Fütterungsverbot von Alpendohlen sowie Kolkraben durch Bergwanderer auf Berggipfeln und Sensibilisierung der Bevölkerung hinsichtlich dieses Problems beim Österreichischen Alpenverein und im Tourismus (nach den Ergebnissen von WATSON & MOSS 3004 dringend geboten).

Es ist oft nicht leicht, rein flächenmäßigen Habitatverlust von Fragmentierungseffekten zu trennen (SCHMIEGELOW & MÖNKKÖNEN 2002). Es gibt jeodoch ernstzunehmende Hinweise auf Fragmentierungseffekte bei Raufußhühnern. Randeffekte können die feindarme Fläche prozentuell stark einschränken (Abb. 91). Aus Skandinavien liegen empirische Untersuchungen vor, wonach Füchse von mäusereichen Kahlschlägen sogar 10 km weit in die umliegenden Wälder ausstrahlen (KURKI, HELLE et al. 1997, KURKI, NIKULA et al. 1997, KURKI et al. 2000).

Minimale lebensfähige Populationen

Das Konzept der Metapopulationen erhellt das Verständnis von minimalen lebensfähigen Populationen.

Zunächst muss noch auf die zum Auerhuhn-Schutz oft geforderte Biotopvernetzung eingegangen werden. Biotovernetzung entspringt dem Konzept der „island biogeography" (Inselteorie). Dieses Konzept untersuchte vor allem die Kenngröße „Artenreichtum". Der Artenreichtum einer „Vorkommensinsel" im Meer oder analog am Land hängt unter anderem von der Größe und Entfernung zu großen Vorkommen ab (HANSKI & GILPIN 1997).

Neuerdings hat man erkannt, dass dies das Aussterben von Arten nicht sehr gut erklärt. Als realitätsnäher erwies sich das Konzept der Metapopulationen. Hier wird vor allem betrachtet, wie die Nettoproduktivität in den einzelnen Vorkommensinseln aussieht. Diese neuen Erkenntnisse erfordern ein Umdenken in der Natur-

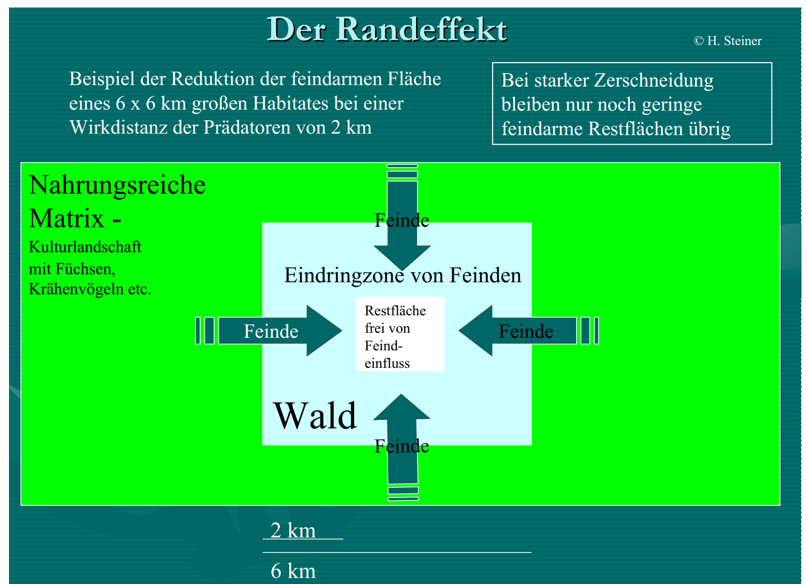


Abb. 91: Erhöhte Prädation infolge von Randeffekten bei Bodenbrütern des Waldes.
***Fig. 91**: Spatial principle of elevated predation rates due to edge effects in ground nesters of forests.*

schutzpraxis. Biotopvernetzung kann sogar schädlich sein oder bringt bestenfalls wenig. Wichtig ist dagegen, dass die Teilgebiete eine positive Produktivität aufweisen (HANSKI & GILPIN 1997).

Metapopulations-Kozepte werden heute bereits für so verschiedene Organismen wie Blütenpflanzen, Insekten, Reptilien, Säugetiere und Vögel als Basis von Naturschutz-Management betrachtet (AMLER et al. 1999). Dabei sind folgende Faustregeln für die Raufußhuhn-Populationen im Nationalpark Kalkalpen von Relevanz:

1. Kleine Populationen in der Größe von bis zu ca. 15 fortpflanzungsfähigen Weibchen haben auch unter idealen Bedingungen nur eine sehr begrenzte Überlebenschance. Kleine Teilpopulationen können zwar durch den kontinuierlichen Zustrom von Individuen aus benachbarten Teilpopulationen scheinbar stabil sein, sie leisten aber keinen Beitrag zur Überlebensfähigkeit der Metapopulation.
2. Die raumzeitliche Dimension der Habitatqualitäten stellt einen eigenen Habitatfaktor dar. Kleine oder verinselte Flächen mit hoher Habitatqualität sind zwar prinzipiell geeignet, können aber unbesetzt sein.
3. Auch Populationen, die über Jahrzehnte stabil bleiben, können plötzlich zusammenbrechen (scheinbare Stabilität).
4. Die beste Schutzstrategie für isolierte Populationen stellt bei starker Umweltvariabilität Heterogenität im Lebensraum dar. Suboptimale Flächen sind also wichtig.
5. Auch aktuell nicht besiedelte, aber qualitativ und von der Größe her geeignete Lebensräume können für das Überleben von Metapopulationen wesentlich sein.
6. Eine positive Wachstumsrate ist nicht nur zu Beginn der Neubesiedlung einer Teilfläche erforderlich. Sie ist generell für eine ausreichende Stabilisierung der Teilpopulationen erforderlich. Teilpopulationen ohne positive Wachstumsrate können Metapopulationssysteme durch einen kontinuierlichen Abzug von Individuen aus anderen Teilflächen destabilisieren.

Genauere Aussagen über minimale lebensfähige Populationen sind beim heutigen Kenntnisstand der Populationsökologie als unseriös zu betrachten. Als sehr grober Richtwert werden auch beim Auerhuhn 500 Vögel veranschlagt (STORCH 1995).

Eine der wichtigsten Fragen betrifft die durch den Rückzug in große Höhen induzierte Verinselung von Auerhuhn-Vorkommen. Ein angenommener Rückzug von 600 auf 900 m Höhe bedeutet in vielen Gebieten einen großen prozentualen Flächenverlust. Geht man hypothetisch von 60 % Flächenverlust und von einer Mindestgröße eines überlebensfähigen Kernvorkommens von 20 km^2 Größe aus, dann ist damit zu rechnen, dass die Kernvorkommen vielleicht zu 100 % eliminiert werden.

Das Auerhuhn-Vorkommen kann also schlagartig erlöschen, viel früher, als nur nach den Flächenverlusten erwartet. Dieser Prozess könnte sich im Gebiet Hoher Buchberg gerade abspielen. Durch diese Prozesse wäre auch erklärbar, warum an der Sengsengebirgs-Südseite eher geringe Auerhuhn-Vorkommen bestehen. Die Zone von 900 bis 1400 m ist langgezogen und schmal. Damit ist die Flächenausdehnung gering und der Isolationsgrad hoch.

Aus diesen Fakten ist für das Nationalpark-Management abzuleiten:

- Der Nationalpark mit rund 200 km^2 kann – isoliert betrachtet – das Aussterben des Auerhuhns nicht verhindern. Bereits SPITZENBERGER (1995) befürchtete, dass die Größe des Nationalparks für dieses Ziel an der Untergrenze liegt. Außerdem ist der Rückgangs-Prozess noch nicht zum Stillstand gekommen. Die Chancen einer Erhaltung in den oberösterreichischen Kalkalpen insgesamt sind aber durchaus realistisch. Es wäre zu pessimistisch anzunehmen, man könnte das Aussterben ohnehin nicht verhindern. Folglich sollte ein parkübergreifender Managementplan umgehend verwirklicht werden. Vorschläge dazu wurden im Zuge der Ausweisung und Abgrenzung des Important Bird Area „Nördliche Kalkalpen" gemacht, das den Nationalpark großräumig umschließt (STEINER 2002a).
- Das Auerhuhn-Vorkommen im nordwestlichen Hintergebirge ist potent und trägt wahrscheinlich viel zum Überleben in der gesamten Region bis zu Buchberg und Hirschwaldstein bei. In untergeordnetem Maße gilt dies auch für die Population im südwestlichen Hintergebirge. Aber selbst diese Populationen sind für sich allein genommen zu klein. Erst recht nicht selbständig überlebensfähig sind die übrigen Vorkommen. Lebensraum-Management ist besonders für die potenten Vorkommensgebiete bedeutungsvoll. Langfristig ist jedoch gemäß der natürlichen Walddynamik sowie Forstwirtschaft mit ständigen Verlagerungen zu rechnen.
- Wichtiger als allfällige Biotopvernetzungen ist die Sicherstellung der positiven Produktivität der Teilvorkommen.

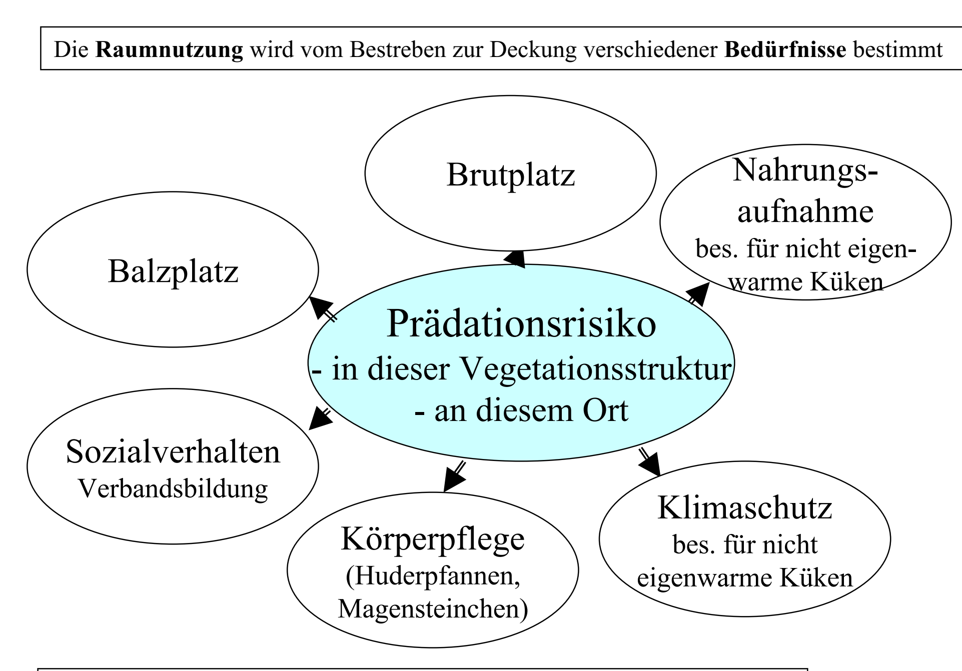


Abb. 92: Habitatmodell Raufußhühner: Einfluss des Prädationsrisikos auf die Lebensraum-Eignung und Nutzung bei Raufußhühnern.
***Fig. 92**: Impact of predation risk on habitat suitability und habitat use in grouse.*

Querverbindung „Wildökologische Raumplanung“ und GIS-Nutzung

Die folgende Diskussion verfolgt das Ziel, die Leistungsfähigkeit von GIS-Systemen für zoologisch-ökologische Aussagen zu optimieren. Die optimale Nutzung für höhere Tiere ist sehr anspruchsvoll (W. SCHERZINGER pers. Mitt.).

Höhere Tierarten bergen die Schwierigkeit, dass ihre Lebensraumanprüche sehr abstrakt sind, und historisch-evolutionär bedingte Faktoren wie Sozialverhalten oder zwischenartliche Wechselwirkungen entscheidend sein können (s.u., NORRIS 2004). Diese Faktoren sind sehr schwer räumlich explizit darzustellen.

Grundsätzlich versucht man, Landschaftsvariable mit dem Vorkommen von Arten zu korrelieren (vgl. MAYER 1992, GIBBONS et al. 1994, CHOU & SORET 1996). Dieser Ansatz enthält folgende Herausforderungen:

1. Festlegung „objektiver“ Kriterien für die Auswahl der Landschaftsparameter.
2. Prüfung der gegenseitigen kausalen Abhängigkeiten der Faktoren.
3. Repräsentative, homogene Basisdaten für die empirische Modell-Evaluierung.

Werden nur Landschaftsstrukturen, jedoch keine klassischen ökologischen Faktoren wie Nahrungsangebot oder Konkurrenz berücksichtigt, können Bestandshochrechnungen zu völlig unrealistischen Ergebnissen führen, wie beim Wanderfalken-Bestand in einem deutschen Nationalpark geschehen (SCHERZINGER pers. Mitt.).

Als wichtig erscheint, Bewertungsstufen wie HSI-Indices (*habitat suitability*), nachvollziehbar nach oben oder unten abzusichern. In der Natur sind viele Lebensraumansprüche nicht vegetations- oder ortsgebunden, z.B. das Vorkommen anderer Tierarten. Die Existenz von Konkurrenten oder Prädatoren, aber auch scheinbar unbeteiligten Arten, ist oft entscheidend. Ziel muss es sein, dies in GIS-Modelle zu integrieren. Sehr viel hängt von einer intimen Artenkenntnis ab, deren Erarbeitung jahrelanger Kleinarbeit bedarf (SCHERZINGER 1990, 1992, STEINER 1998).

Die von Nichtsingvögeln benötigten Lebensraum-Kriterien sind aus Pflanzengesellschaften, Biotoptypenkatalogen oder Forstinventuren allein oft schwer ableitbar. Solche Kriterien sind beispielsweise Traditionen und Sozialverhalten, wobei die Tönung eines Lebensraum-Teiles aus Sicht des Wildtieres entscheidend erscheint. Bei solchen Tönungen können beispielsweise Nistplatz, Balzplatz, Schlafplatz, Nahrung, Feindsicherheit oder Komfortverhalten im Vordergrund stehen. Dabei kann es sich je nach herrschendem Bedürfnis um eine aktive Wahl handeln. Wichtig erscheint bei der Bewertung von Strukturen also die Berücksichtigung des Verhaltenskontexts.

Der Verhaltenskontext ist aber situationsspezifisch und hängt von zahlreichen Wechselwirkungen ab. So

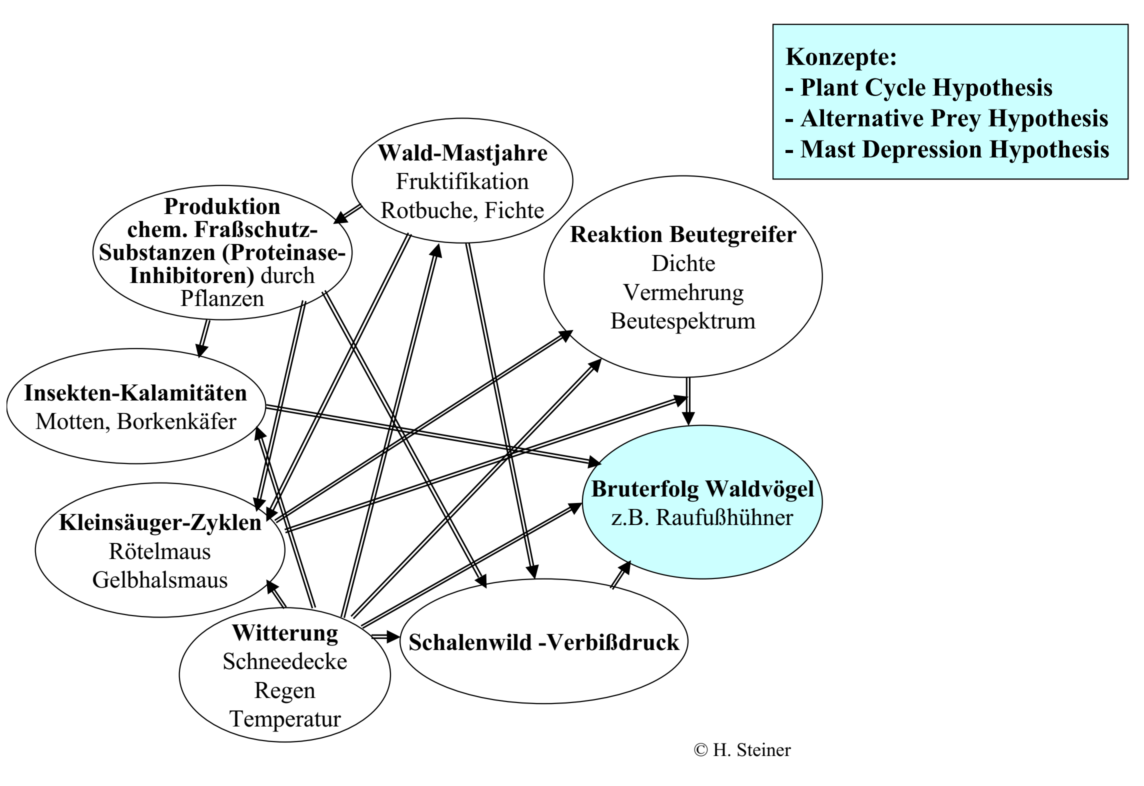


Abb. 93: Faktoren aus der Waldökologie, die die Fortpflanzung und Mortalität der Raufußhühner beeinflussen. Etliche dieser Faktoren werden im Nationalpark Kalkalpen bereits überwacht (Monitoring; wie Meteorologie, Raubsäugerdichte, Schalenwild). Für ein Raufußhuhn-Management sollte auch noch ein Monitoring der übrigen Faktoren aufgenommen werden. Zur „mast depression"- Hypothese siehe Selas 2003, Selas et al. 2001.

***Fig. 93**: Grouse populations are influenced by such different factors as mast depressions, climate, herbivore pressure, insect outbreaks and alternative prey.*

beeinflusst zum Beispiel das Prädationsrisiko die Akzeptanz eines Balzplatzes, Nistplatzes oder die Nahrungsaufnahme (vgl. WATSON et al. 2007; siehe Abb. 92). Fluchtmöglichkeiten können völlig unterschiedlich realisiert sein. Im Beispiel Raufußhühner: Durch junges Nadelgehölz, Sturmwurfverhaue, gemischte Jungwaldhorste, Brombeerdickichte, eine kniehohe Krautschicht, Farnbestände, dichte Grasfluren, oder klassische Heidelbeerteppiche.

Ein und derselbe Anspruch kann von sehr unterschiedlichen Strukturen realisiert werden. Deshalb ist es nicht einfach, eine Waldstruktur an und für sich als „auerhuhn-geeignet" oder „auerhuhn-ungeeignet" zu bezeichnen.

Ein generelles methodisch-wissenschaftstheoretisches Problem ist in diesem Zusammenhang die Falsifizierbarkeit einzelner Parameter, womit Zufallskorrelationen schwierig zu erkennen sind. In der Folge gilt das für die Sicherheit von Aussagen bzw. Fehlerbreiten. Als Erstmaßnahme ist eine Verbesserung der empirischen Datenlage empfehlenswert.

Für eine weitere Verbesserung des Verständnisses von GIS-basierten Habitatbewertungen von Vogelarten im Nationalpark Kalkalpen (vgl. ERBER 2000) scheint vor allem der Faktor zwischenartliche Wechselwirkungen von Bedeutung.

Querverbindung „Wildtier-Datenbank" sowie „Fährtenkartierung"

Ein wichtiger Aspekt sind in diesem Zusammenhang die zahlreichen Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Säugetier- und Vogelarten, die über Arten des Jagdgesetzes weit hinausgehen.

Fährtenkartierungen von Raubsäugern wie Fuchs und Marder könnten für die Interpretation von Raufußhuhn-Bestandsschwankungen besonders nützlich sein.

Ergänzungsbedarf besteht aus Sicht der Raufußhuhn-Forschung noch bei weiteren Prädatoren, besonders Greifvögeln.

Konkret betrifft dies die Arten Habicht, Sperber, Steinadler, Mäusebussard und Waldkauz, danben den Wanderfalken. Alle diese Arten erbeuten regelmäßig zumindest Jugendstadien von Raufußhühnern. Gerade der Habicht ist als potenter Hühnervogelprädator bekannt. Bodenlebende Vögel stellen seine Hauptbeute dar und er ist effektiv an die Jagd derartiger Beuteobjekte angepasst (z. B. STEINER 1998).

Um nun die Wechselwirkungen zwischen den Arten zu verstehen, ist auch ein Monitoringprogramm der Kleinsäugerdichten (Mäuse) unabdingbar, da diese das entscheidende Zwischenglied für den Effekt einiger Prädatoren auf Raufußhühner sind.

Querverbindung „Naturrauminventur“ sowie „Biotopkartierung“

Für Raufußhühner wären folgende Erhebungen nutzbar:

- Alte subalpine Nadelwaldbereiche im Kombination mit Zwergstrauchvorkommen, besonders Heidelbeere (Auerhuhn)
- Subalpine Matten, Weideflächen und Wildwiesen (Birkhuhn)
- Sukzessionsbiotope wie etwa Lawinare (Haselhuhn)

Die meisten Faktoren, die für die Vermehrung der Raufußhühner relevant sind (Abb. 93), müssen jedoch spezifisch erfasst werden.

Für die Raufußhuhnforschung stärker nutzbar als die Biotopkartierung dürfte die Naturraum-Inventur sein. Hier werden viele strukturelle Parameter aufgenommen. Sie können allerdings die Genauigkeit von Habitataufnahmen in einem 30 m-Radius nicht ersetzen. Schlüsselfaktoren wie raufußhuhnspezifischer Deckungsschutz müssen ebenfalls gesondert erhoben werden.

Raufußhuhnschutz und Nationalpark-Philosophie

Wie können Raufußhühner in ein Gesamkonzept zur Erhaltung der Biodiversität einbezogen werden?

Jede artbezogene Management-Empfehlung benachteiligt gleichzeitig andere, oft gefährdete Arten (SINCLAIR et al. 2006). So sind schon optimale Förderungen für Haselhuhn und Auerhuhn im selben Gebiet schwierig zu verwirklichen. Dies ist oft ein Kritikpunkt an artenbezogenen naturschutzrelevanten Studien. Dieses Dilemma ist besonders für Nationalparks gravierend. Um diese Problematik beantworten zu können, ist eine grundlegende Diskussion zu führen, um Fehlschlüsse zu vermeiden.

ERZ (1985) fordert, dass Schutzgebiete nur vorübergehende Behelfsmittel sein sollten, um das Überleben der Artenvielfalt für die gesamte Landschaft sicherzustellen. Damit sind sie ähnlich zoologischen Gärten ein Biodiversitäts-Reservoire. Dies sollte vor dem Hintergrund einer Diskussion über Nationalpark-Management nicht vergessen werden. Jedenfalls wäre es nicht zielführend, Nationalparks als isolierte Verwaltungseinheiten zu betrachten. Allein die Nationalpark-Forschung sollte Grundlagen zum Schutz gefährdeter Ökosysteme und Arten in der „Normallandschaft“ zur Anwendung bereitstellen (vgl. STEINER 2002b).

Strukturreichtum kann Zerschneidung bedeuten

Für effektiven Tierarten-Schutz muss nicht unbedingt nur die räumliche, sondern auch die zeitliche Eintönigkeit von Landschaften „unterbrochen“ werden. Den Ausdruck „Strukturreichtum“ naturschutzfachlich nur positiv zu besetzen, erscheint hier zu simpel. Gewisse Arten brauchen große, einheitliche Lebensräume geradezu. Für die weltweit gefährdete Großtrappe wäre die Pflanzung von Windschutzstreifen ein eklatantes Missmanagement, da sie diese meidet. Sie braucht vor allem weithin baumfreies Gelände.

Für das Auerhuhn bedeutet die Zergliederung großflächiger Waldgebiete andererseits letztlich das Aussterben (STORCH 1993). Es ergeben sich also Zielkonflikte, die nur durch konkrete regionale Zieldefinitionen ausgeräumt werden können. Um erfolgreich schützen zu können, benötigen wir aber auch Informationen, warum sowohl Großtrappe als auch Auerhuhn zergliederte Lebensräume „meiden“.

Das Auftreten eines Randeffekts kann die Wirkung natürlicher Feinde oft nachhaltig begünstigen. Viele Ränder und lange Grenzlinien zwischen verschiedenen Lebensräumen, z.B. Wald und Feld, erleichtern das Beutemachen, bzw. das Eindringen von Feinden aus einem Lebensraum in den jeweils anderen.

Konflikte beim Schutz unterschiedlicher Arten an einem Ort

Welche Naturqualitäten ermöglichen grundsätzlich eine Koexistenz sehr vieler Arten? Einerseits sind sehr alte Biotope, z.B. Wälder, Wiesen oder alte Hecken reich auch an empfindlichen Arten. Denn nur hier konnten sich Arten mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit etablieren.

Andererseits sind es jene Orte, wo Dynamik stattfindet (z.B. GRASS & MAIR 1999): Tierfraß, Räuber-Beute-Interaktionen, Überschwemmungen, Lawinen, Feuer, oder Windwurf. Nur diese „Katastrophen“, die für die Natur keine sind, drängen oft übermächtig konkurrenzkräftige Arten zurück, und lassen zahlreiche empfindlichere Arten aufkommen. In der Natur sind zahlreiche Arten an solche „Katastrophenereignisse“ geradezu obligat angepasst. Diese „Störungen mittlerer Intensität“ schaffen neue Lebensraumnischen und mindern die Konkurrenz.

Nun gibt es aber Tierarten, die zum Überleben mehrere Lebensräume nebeneinander brauchen, unter Umständen in ganz bestimmten Verteilungen. Es versteht sich von selbst, dass es diese Arten noch viel schwieriger haben. So benötigt eine Auerhuhnpopulation mehrere Waldstadien nebeneinander. Diese können niemals durch statischen Naturschutz großflächig erhalten werden: Das heißt, man würde versuchen, ständig gewisse Waldformen in konstanter Ausformung zu erhalten. Vielmehr müsste man Mut zu Dynamik haben, also den Wald den natürlichen Zyklen überlassen.

Damit sind auch Versuche wie „Ausgleichs“maßnahmen tatsächlich kein Ausgleich für Verlust von Al-

tem oder Dynamik. Fällt man einen 600jährigen, teilweise abgestorbenen Baum, ist zu fragen, was dies z.B. für das Vorkommen der extrem gefährdeten Totholzinsekten bedeutet. Nicht einmal nach 600 Jahren kann davon ausgegangen werden, dass die Insekten einen als Ersatz gepflanzten Baum schon wieder besiedelt hätten. Denn ihre Ausbreitungsgeschwindigkeit ist sehr gering. Menschengemachte Teiche können die Vielzahl und den Verbund von Tümpeln, die durch die Überschwemmungen eines ungestauten Wildflusses immer wieder neu entstehen, niemals ersetzen.

Je mehr Dynamik im Ökosystem herrscht, umso weniger werden einzelne Arten zu dominant und unterdrücken den Artenreichtum (wie die Buche unter den Pflanzen oder der Rotfuchs unter den Tieren).

Für den Nationalpark wären deshalb Ereignisse wie Lawinen, Sturmwürfe, starke Tätigkeit und Konkurrenz von Prädatoren (Steinadler, Luchs als Gegenspieler des Fuchses), natürliche Alters-, Absterbe- und Zusammenbruchsphasen des Waldes, oder zeit- und gebietsweise starker Pflanzenfresserfraß günstig (Schalenwild, Almvieh als Ersatz für frühzeitig ausgerottete Wildrinder, Borkenkäfer).

Bezüglich Almvieh wäre aber wichtig, dass keine konstant hohen Bestoßungsdichten wie derzeit auf der Feichtau bestehen, sondern ein Rotationsprinzip angewendet wird, damit die für das Auerhuhn essentiellen Zwergstrauchbestände nicht zerstört werden.

Das Verhältnis von Zoologie und Botanik

Zahlreiche Botaniker, Zoologen und andere Fachleute setzten sich in idealistischer Weise mit großem Aufwand für die Erhaltung der Artenvielfalt ein (vgl. RINGLER 1987). Aus historischen Gründen stammen viele Naturschutzkonzepte aus dem botanischen Bereich. Für die Tierwelt sind diese Konzepte aber nicht unbedingt gleichermaßen geeignet.

Sind Tiere überhaupt ähnlich wichtig für die Landschaft wie die Pflanzenwelt? Ein einfaches Beispiel soll dies illustrieren: In den Karpaten verjüngt sich die Tanne oft üppig, in Österreich dagegen nur selten (MAYER 1992). In den Karpaten kommen noch die großen Raubsäuger Luchs, Bär und Wolf vor und senken den gleichmäßigen Verbissdruck des Schalenwildes. Somit ist der Einfluss des Fleischfresser-Bestandes auf die Ausprägung des Baumbestandes äußerst wichtig.

Es ließen sich unzählige ähnliche Beispiele anführen. Deshalb sollte für ein naturnahes Funktionieren der Biotope auch die Artengarnitur der Tierwelt vollzählig sein, und nicht nur die Vegetation (vgl. KURT 1991, REMMERT 1992, SCHERZINGER 1996, STEINER 1999, 2000).

Das Beispiel Auerhuhn zeigt, dass mit der Erhaltung der Pflanzenarten nicht auch „automatisch“ die Tierwelt gesichert werden kann. Diese Art kann weder auf subalpinen Fichtenwald, auf Fichten-Tannen-Buchen-Wald oder eine andere Assoziation festgelegt werden, sondern benötigt die Kombination abstrakter Faktoren: Licht am Waldboden bzw. eine gut deckende Krautschicht (= Deckung + Nahrung), Stellen im Wald mit Übersicht, freiem Boden, und zugleich starken Querästen (= Boden- und Baumbalzplatz), Stellen mit dichter Bodenvegetation (= Brutplatz), eine bestimmte Dichte von Ameisenhügeln (= Kükennahrung), diese Faktoren innerhalb von einigen Quadratkilometern (= Jahreslebensraum eines Individuums), zugleich immer wiederkehrend aber auf mehreren Tausend Quadratkilometern (= Lebensfähigkeit eines Metapopulations-Verbandes).

Biomonitoring und Indikatorarten

Die These, wonach mit dem Schutz der Vegetation auch automatisch die Tierwelt geschützt wäre, stellt eine unzulässige Vereinfachung dar. Aus rein botanischer Sicht sehr gewöhnliche Waldgesellschaften, wie Buchenwälder, können beispielsweise für Totholzinsekten außergewöhnlich bedeutend sein. Zudem haben Tierpopulationen ungleich größere Flächenansprüche als viele Pflanzen, zusätzliche Ansprüche an die Kombination verschiedener Altersstadien sowie strukturelle Besonderheiten der Vegetation.

Auch deshalb können die meist kleinen Naturschutzgebiete nur geringfügig zur Erhaltung der Tierarten beitragen. Wichtig ist hier die Umsetzung des Slogans „Naturschutz außerhalb von Schutzgebieten“. Um hier überhaupt grundsätzlich ansetzen zu können, sind bestimmte Informationen Voraussetzung (vgl. STEINER 2000). Wichtige Anhaltspunkte bringen folgende Messwerte:

- langfristige Veränderungen von Dichte und Reproduktionserfolg verbreiteter Arten in der Landschaft
- regionale Unterschiede des Reproduktionserfolges, sowie zugehörige Ursachenanalyse

In diesem Zusammenhang ist empfehlenswert, für größere Landschaften Biomonitoringprogramme verbreiteter, ökologisch aussagekräftiger Arten zu installieren. „Ökologisch aussagekräftig“ meint: Anzeigen möglichst vieler verschiedener Umweltqualitäten, und zwar großräumig-flächig. Solche können sein: Chemische Durchseuchung der Landschaft, Zustand einzelner Biotoptypen, großräumige Zerschneidung, ausreichende räumliche Verteilung und Kombination von Habitattypen und essentiellen Habitatelementen in der Landschaft, Möglichkeit der Überlebensfähigkeit von Populationen anspruchsvoller Arten (vgl. STEINER 1999).

Viele der gewünschten Fragen können am besten durch Tiere an der Spitze von Ökosystemen angezeigt werden, da diese zahlreiche Faktoren aus unteren Ebe-

nen der Ökosysteme in sich vereinigen und ihre Populationen wirklich großräumig agieren, beispielsweise Großraubtiere, Eulen, Greifvögel oder Großspechte. Damit wäre erstmals auch der großflächige Landschaftsaspekt populationsrelevant abgedeckt, während botanische und entomologische Ansätze in der Regel nur für die lokale Feindifferenzierung einsetzbar sind. Das Hauptproblem in der Praxis war aber bisher, dass das großräumige Denken aus dem Auge verloren wurde.

Artenschutz, Biotopschutz oder Prozessschutz

Die Zeit des klassischen *Artenschutzes* ist vorbei. Man hat erkannt, dass man Tiere nicht isoliert von ihrem Lebensraum schützen kann. Darauf folgte der *Biotopschutz*. Die gegenwärtig allenthalben durchgeführten „Biotopkartierungen" umfassen in der Praxis aber nur Pflanzenkartierungen, die wenige Rückschlüsse auf Fauna und Biodiversität erlauben.

Dabei wird der klassische Denkfehler begangen, Tiergesellschaften würden mehr oder weniger von Pflanzengesellschaften abhängen (s. unten). Dies trifft aber nur sehr beschränkt auf einige Gruppen wie manche Insekten zu. Um diesen Fehler zu vermeiden, empfehlen führende Naturschutzexperten, von diesem falsch verstandenen Biotopschutz abzurücken und besser *Prozessschutz* zu betreiben (SCHERZINGER 1996, KNAPP 1999, OKOLOW 1999): Das natürliche Wechselspiel einer möglichst vollständigen Artengarnitur aus Pflanzen und Tieren in ihrer natürlichen Dynamik zu ermöglichen.

Genetische Vielfalt innerhalb und außerhalb des Nationalparks

Für die Erhaltung einer gewissen Artenvielfalt benötigen wir sicherlich mehrere Konzepte nebeneinander.

Eine intelligent und nachhaltig gepflegte Kulturlandschaft allein kann die Arten gewiss nicht sichern (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Viele Teile unserer Natur können in der Kulturlandschaft nicht überleben, die zahlreiche natürliche Lebensraumtypen einfach nicht aufweist.

Dazu zählen beispielsweise totholz- und lichtreiche Waldformen in einem Altersstadium von 200 bis 600 Jahren, oder unbewaldete Flächen, die nicht bewirtschaftet werden, in ausreichender landschaftlicher Dimension (vgl. LEIBUNDGUT 1993, KORPEL 1995, SCHERZINGER 1996, STEINER 2000). An diese Lebensraumtypen sind viele Arten strikt gebunden, wie etwa Totholzbewohner (Baumschwämme, zahlreiche Käferarten, oder Weißrückenspechte, s. z.B. PECHACEK 1995).

Alle diese Lebensräume und Arten können nur in Gebieten erhalten werden, die sich selbst überlassen bleiben (*Totalreservate*). Ein beliebtes (da auch regionalwirtschaftlich belebendes) IUCN-Instrument für Totalreservate ist die Schutzgebiets-Kategorie „Nationalpark". Zu den wichtigen Maßnahmen zählt hier, dass Forst- und Jagdwirtschaft total ruhen. Der Schutzerfolg für gefährdete Arten muss wissenschaftlich dokumentiert werden. Der Naturschutz kann aber nur weiter an Effektivität zunehmen, wenn darüberhinaus Grundlagenforschung die komplexen ökologischen Zusammenhänge zwischen Tier- und Pflanzenwelt bearbeitet.

Wir brauchen diese Wildniszonen auch deshalb, damit die wechselseitigen Anpassungsprozesse zwischen Tier- und Pflanzenwelt natürlich weiterlaufen können. Man spricht von „Evolutionsräumen" (vgl. TÜRK 1998). Beispiele sind die ökologischen Prozesse im Boden, die Mykorrhiza-Pilze, ohne die viele Baumarten gar nicht existieren können, oder die Verbreitung von Pflanzensamen durch Tiere.

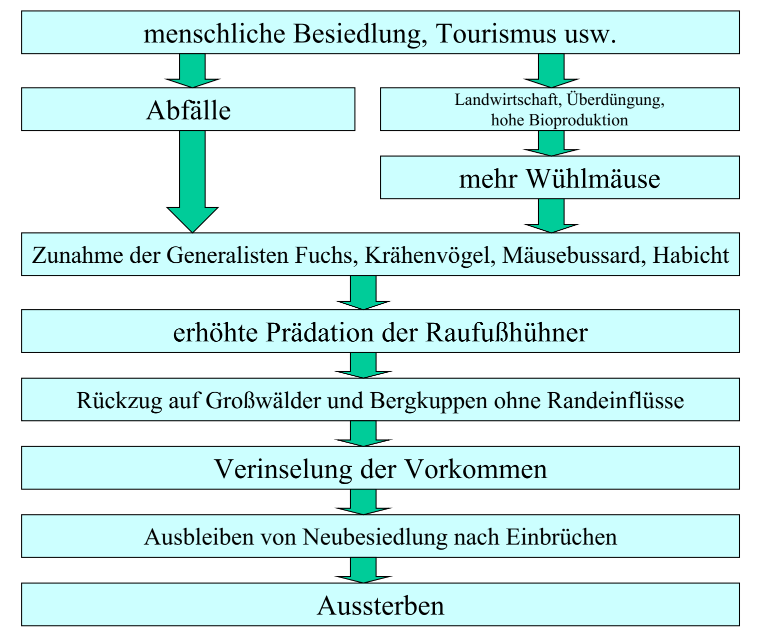


Abb. 94: Modellhafte Darstellung, welche Ursachen im Zuge der menschlichen Landschaftskultivierung einander beim Rückgang der Raufußhühner beeinflussen. Für ein Management ist besonders wichtig, die Kette möglichst früh zu unterbrechen.
***Fig. 94**: Model of causal relationships between human settlement, agriculture, increase of generalist predators, fragmentation of safe sites for grouse and extinction.*

Management und Vorschläge für Monitoring

Management und Nationalpark-Philosophie

In Nationalparks nach IUCN-Kriterien ist kein spezielles Management für bestimmte Tier- und Pflanzenarten prioritär, sondern Prozess-Schutz.

Auf der anderen Seite sind Arten essentielle Protagonisten für diese Prozesse und selbst wichtige Teile in denselben. Das heißt, dass die Erhaltung dieser Arten doch sehr wichtig ist.

Eine wichtige Frage ist jedenfalls, welche natürlichen Elemente – sprich Arten – und Prozesse im Bereich des Sengsengebirges „ursprünglich“ maßgeblich waren.

Forschungsgrundlagen für das Management

Historische Infomationen als Voraussetzung für Management-Ziele

Hier sei nur ein Beispiel herausgegriffen, um die Problematik zu illustieren. Das historische Vorkommen des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) im tiefgelegenen Wendbach-Gebiet zeigt (vgl. STEINER 2000), dass im Bereich der Waldstufe unterhalb 1500 m Höhe offene Habitate und bemerkenswerte Dichten an Weidetieren verbreitet gewesen sein müssen. Eine weitere nationalparkspezifische Erörterung der Wirbeltierfauna ist in der Habichtskauz-Studie von STEINER (1999f, 2000f, 2001) zu finden.

Klimageografen, Pollenanalytiker wie KÜSTER (1998, 1999), und besonders Pflanzensoziologen, aber auch renommierte Vegetationskundler wie ELLENBERG, bestreiten einen maßgeblichen Einfluss der Fauna auf die Vegetation im Holozän. Trotzdem müsste heute jeder einsehen, dass die statische WALTERsche Sicht, aus Klimadiagrammen auf den Vegetationstyp hochzurechnen, gründlich widerlegt ist.

Dazu eines von vielen Beispielen: Die ariden Gebiete im Südosten Spaniens zeigen heute halbwüstenartigen Charakter, und sind nach den Klimadiagrammen auch als nahezu echte Wüste in Klima- und Vegetationsatlanten eingetragen. Dennoch trugen sie noch in historischer Zeit reiche Waldbestände. Die Analyse von Säugetier- und Vogelfossilen trug maßgeblich dazu bei, dies zu beweisen (GARCIA-LATORRE 2000). Aufgrund klimatischer Informationen hätte man dies nicht erkannt.

SCHREIBER (2000) gibt eine in etlichen Bereichen ausgewogene Abhandlung zur heute teils hitzigen Debatte über den „*Einfluss der Großwildfauna auf die Landschaft im Holozän*“. Er kommt zum Schluss, dass zwar ein buntes Muster von Auflichtungen und dichteren Optimal- und Altersstadien bestand, die entscheidenden Landschaftsveränderungen aber vom Menschen ausgingen.

Allerdings bleiben einige Annahmen SCHREIBERs zumindest offen:

(1) Waren Dichte und Fraßdruck der Herbivoren wirklich viel geringer als in der heutigen Zeit der jagdlichen Hege?
(2) Die Arbeit nimmt nur auf das Holozän Bezug. Maßgeblich für die heutigen evolutiven Anpassungen von Fauna und Vegetation ist aber auch das Pleistozän. Die Interglaziale wiesen jedenfalls eine quantitativ und qualitativ erheblich potentere Fauna auf (Waldelefant, Nashorn, Flusspferd), wie auch SCHREIBER angibt.
(3) Die gravierende anthropogene Reduktion der Fauna (*Overkill*) wird als natürlich hingenommen. Sie ist aber als schwerwiegende Veränderung von ökologischen Grundprozessen (Zoochorie, Konkurrenz, Prädation usw.) anzusehen.

Daraus folgt:

- Stärker als bei Landschafts- und Vegetationsgeschichte besteht ein Informationsdefizit im Bereich der Faunengeschichte. Um ein wirklich naturnahes Management durchführen zu können, sollte dieses abgebaut werden.

Tab. 24: Gutachterliche Einschätzung des Einflusses aktuell beobachteter Gefährdungsfaktoren auf Raufußhühner und andere Anhang 1 – und Rote-Liste-Arten.
***Tab. 24**: Expert opinion on different influential factors on grouse conservation inside and outside Kalkalpen national park.*

Gefährdungs- und Störungsursache	primär tangierte Arten	innerhalb Nationalpark	außerhalb Nationalpark
Forstliche, jagdliche und landwirtschaftliche Aktivitäten			
Forstarbeiten zur Balz- und Brutzeit	Auerhuhn, Steinadler, Uhu, Habicht	✔✔	✔✔
Großkahlschläge	Auerhuhn, Haselhuhn		✔✔✔
Schalenwild-Jagdbetrieb zur Balz- und Brutzeit	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Steinadler (Störung am Horst; Verfolgung als Konkurrent)	✔	✔✔
Raufußhuhn-Jagd; nicht nachhaltige Jagdmethoden (Frühjahrsjagd etc.)	Auerhuhn, Birkhuhn, Steinadler (Verfolgung als Konkurrent)		✔✔✔
Kulturzäune	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habichtskauz, Habicht, Waldschnepfe		✔✔✔
Wildverbiss-Kontrollzäune	Auerhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habichtskauz, Habicht, Waldschnepfe	✔✔	✔
Weidezäune aus Draht	Auerhuhn, Birkhuhn, Haselhuhn, Uhu, Habicht, Waldschnepfe	✔	✔
zu starke oder zu geringe Beweidung	Auerhuhn, Birkhuhn, auch Haselhuhn	✔	✔
Touristische Aktivitäten			
Skitouren, Schneeschuhwandern	Birkhuhn, Schneehuhn, Auerhuhn, Steinadler	✔✔	✔✔
Wandertourismus	Birkhuhn, Auerhuhn, Schneehuhn, Steinadler	✔✔	✔✔
Pilzsammler	Auerhuhn, Uhu	✔	✔
streunende Katzen und Hunde	Auerhuhn, Birkhuhn, Haselhuhn	✔	✔✔
Mountainbiking	Auerhuhn, Steinadler	✔	✔
Flugverkehr	Auerhuhn, Birkhuhn, Steinadler	✔✔	✔✔

Mehr Wissen über ökologische Prozesse

Einige wichtige Know-How-Ziele für das künftige Raufußhuhnmanagement lauten:

- „Welche Größe und welchen Abstand müssen Haselhuhn-Vorkommensinseln haben, damit sie noch besiedelt werden?“
- Einflüsse von Waldmanagement, Tourismus und anderen Faktoren auf die Überlebensfähigkeit der Teilpopulationen (Mortalitätsraten).
- Die Rolle der Prädation für die Besiedlung von Lebensräumen.

Letztlich geht es um das bessere Verständnis des Raufußhuhn-Rückganges (Abb. 94).

Schlagwortartige Auflistung gemeinsamer Management-Prinzipien

Allgemeines

- Großräumige Effekte im Bereich von 10-10000 Quadratkilometern beachten.
- Langfristige zeitliche Dynamik beachten, wie Populationsschwankungen.
- Biologische Bauaufsicht bei allen Bau- und Managementmaßnahmen im Nationalpark durch einschlägig erfahrene Ornithologen ist stets unverzichtbar.
- Gleichberechtigte Behandlung von Fauna und Flora. Genau festgeschriebene Buchen-Anteile können wissenschaftlich genauso wenig belegt werden wie bestimmte Schalenwild-Dichten oder Raufußhuhn-Dichten. Wald-Rückwandlungen können nur zu einem Sekundärwald führen; ein Primär-Urwald kann nicht mehr erreicht werden.
- Große Sensibilität bei der Öffentlichkeitsarbeit im Bereich Prädatoren-Diskussion.
- *Top-down*-Effekte gleichrangig behandeln wie *bottom-up*-Effekte.

Förderung von Dynamik im Ökosystem Bergwald

Hier können grundsätzlich zwei Managementbereiche unterschieden werden:

- Abiogene Vegetationsdynamik: Bewusste Zulassung von Lawinenstrichen, Windwürfen, Windbrüchen, Hangrutschen, Überflutungen, Waldbränden (vgl. COVINGTON 2000).
- Zoogene Dynamik zur Verstärkung der abiogenen Waldverlichtung: Zulassung der natürlichen Wiedereinwanderung und der Wirksamkeit der Schlüssel- und Charakterarten Borkenkäfer, Biber, Fischotter, Bär, Luchs, Wolf, Elch, Habichtskauz, Fischadler, Bartgeier, Mönchsgeier. Vorbereitung und Begleitung durch langfristige Akzeptanzwerbung und Öffentlichkeitsarbeit.

Forst, Jagd, Landwirtschaft und Tourismus

Im Folgenden wird eine Übersicht über verschiedene forstlich-jagdliche und touristische Einflüsse geboten (Tab. 24).

Zu beachten ist, dass sich je nach Konstellation Faktoren in ihrer Wirkung verstärken können. Langfristige

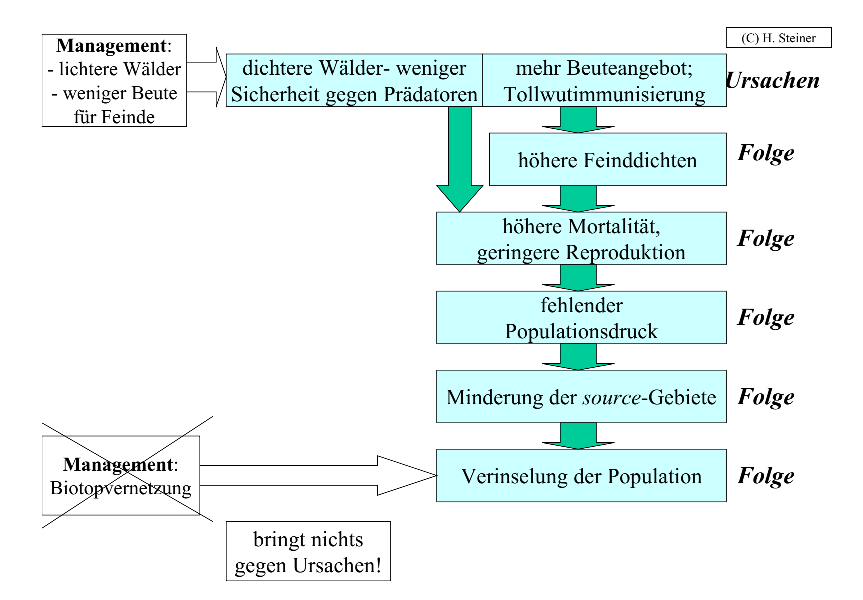


Abb. 95: Ursachenbekämpfung beim Auerhuhn-Management.
***Fig. 95**: Conservation efforts for grouse should be concentrated on causal reasons for declines instead of simply connecting habitats.*

Entwicklungen des Lebensraumes sind prinzipiell am einflussreichsten.

Wildtiere sind grundsätzlich an regelmäßige, vorhersehbare Störungen besser anpassungsfähig. Deshalb kommt einem Wegegebot sehr große Bedeutung zu. An besonders sensiblen Lokalitäten wie Balzplätzen oder Brutplätzen sollten jedoch keine Wege, Flugzonen und dergleichen vorhanden sein.

Grundsätzlich ist die Frage des Tourismus stärker eine Frage der Kanalisation als der absoluten Anzahl. Natürlich beeinträchtigen sehr große Menschenmengen aber auch größere Räume.

Wichtig ist der jahreszeitliche Zeitpunkt der Störung. Generell sind Spätsommer und Herbst am wenigsten problematisch. Winterliche Aktivitäten können Schneehöhlen-Ruheplätze von Raufußhühnern empfindlich stören. Diese Überwinterungsstrategie erhöht die winterliche Überlebensrate entscheidend. Bei Störungen ist mit erheblicher Verschlechterung der Energiebilanz und Steigen des Prädationsrisikos zu rechnen. Dabei sind besonders lockere Pulverschneebereiche relevant, wie sie auch für Skifahrer attraktiv sind.

Bisher nicht ausreichend berücksichtigt erscheinen Nahrungshabitate. Besonders für den Steinadler sind sämtliche Freiflächen tagsüber die einzigen möglichen Lebensräume. Gerade diese Freiflächen sind für den Tourismus attraktiv.

Die sensibelsten Zonen wurden in Karten ausgeschieden und dem Nationalpark Kalkalpen übergeben.

Thesen zum Auerhuhn-Management

- Für das Auerhuhn wird sich die Zunahme von Altholzbeständen mit > 150 Jahren im Nationalpark mittel- und langfristig positiv auswirken. Sobald Waldbestände lückig werden, bieten sie die nötige Aussicht zur rechtzeitigen Feinderkennung. Die Abholzung von Altholz war auch der Grund für einen langfristigen Rückgang einer slowakischen Population. Die Abnahme der durchschnittlichen Balzgruppengröße war dabei ein untrügliches Kennzeichen. Sie ging von 9,5 auf 1,9 Hähne pro Balzplatz zurück (SANIGA 1999).
- Folglich wird genau zu prüfen sein, wo aufgrund der Schutzwaldfunktion Aufforstungen und Waldbau wirklich unbedingt nötig sind. Auch sollte geprüft werden, ob die Fällung von Borkenkäferbäumen im Inneren des Nationalparks gänzlich eingestellt werden könnte. Jedenfalls sollte mit einer breiten Öffentlichkeitsarbeit über die Rolle von Totholz und Lichtstellen im Wald begonnen werden, damit die Akzeptanz dieser wichtigen waldökologischen Phänomene in der Bevölkerung endlich zunimmt. Dazu sollten bewusst Gefühle und Ästhetik beachtet werden, damit Totholz als „urig, natürlich, wild und schön" empfunden werden kann, womöglich bereits in der Kinderpädagogik („Nationalpark in der Schule"). Die Ablehnung resultiert nämlich eher aus emotionalen als aus rationalen Gründen.
- Auch die Veränderung des Gewässerhaushaltes – eine Austrocknung feuchter Böden – kann die Bodenvegetation, Deckung, Mäusebestände und Fressfeind-Fauna nachhaltig verändern. Darauf sind Rückgänge in Weißrussland zurückzuführen (PAVLUSCHICK et al. 1999). Deshalb ist darauf zu achten, dass alle natürlich vernässten Bereiche, wie Moore und Feuchtwiesen, in ihrem Zustand bewahrt bleiben, und ansonsten Wiedervernässungen in Gang gesetzt werden.
- Regional ist der Zwergstrauch-Verbiss durch Weidevieh zu reduzieren (Feichtau).

Die Veränderung der Baumartenzusammensetzung wird gegenwärtig kontrovers diskutiert. Eine deutliche Zunahme der Rotbuche ist sehr wahrscheinlich. Dies führt wohl zu einem Rückzug des Auerhuhns aus Lagen unter 1200 m. Verstärkt werden dürfte dieser Prozess durch die Klimaerwärmung. Auf der anderen Seite wird der Tannenanteil zumindest auf der Sengsengebirgs-Nordseite von wenigen Prozent auf womöglich ein Drittel zunehmen (vgl. ursprünglicher Anteil nach Pollenanalysen). Vom Urwald-Nationalpark Risnjak/Kroatien mit ausgeglichen gemischten Buchen-Tannen-Wäldern wird eine Dichte von 19 Hähnen/64 km² berichtet (NP RISNJAK & JIVTOUR 1993). Aus diesem Blickwinkel

kann durchaus mit einer Verbesserung des Habitats gerechnet werden.

Im Nationalpark wird nämlich der anthropogene Einfluss auf das Auerhuhn kontrovers diskutiert. Das Auerhuhn könnte als „Kulturfolger“ von Schlägen und der Fichte angesehen werden. Der historische menschliche Einfluss war aber nicht nur positiv, sondern durch die massive Tannenreduktion, die Homogenisierung der standörtlichen Vielfalt und die indirekte Prädatorenförderung auch negativ.

Ausgedehnte Altholzbestände ohne Rand- und Zerschneidungseinflüsse bilden prioritäre Lebensräume. Die Abnahme von Kahlschlägen und Forststraßen durch die Reduktion von Wühlmäusen und somit generalistischen Prädatoren wird sich deshalb günstig auswirken. Die Parole „Wanderwege statt Forstraßen“ ist aus diesem Blickwinkel kritisch zu hinterfragen. Denn Abfälle und Essensreste haben denselben negativen Effekt der Prädatorenförderung, wie Forststraßen. Zusätzlich kommt die Beunruhigung hinzu.

Zäune sollten abgebaut oder verblendet werden. Neue Zäune sollten nicht in Kuppenlagen errichtet werden.

Waldmanagement
Anzustrebende Strukturen

- Fokussierung auf Strukturen ist wichtiger als die auf Baumarten
- keinen Einheits-Mischwald anstreben, der nur wenig mit einem Naturwald gemeinsam hat
- Auflichtungsgrad für Auerhuhn: bei guter Bonität ein Kronenschluss von rund 0,7 (sonst wird die Naturverjüngung zu dicht, führt zu rascher „Verbuchung“ und Verdrängung des Auerhuhns), bei schlechterer Bonität rund 0,5
- vorhandene Unregelmäßigkeiten im Bestandsaufbau unbedingt belassen
- bei Umwandlung homogener Bestände Anstrebung einer horstweisen und heterogenen Struktur mit Belassung einzelner dichterer Abschnitte (Verstecke bes. für Auerhennen im Winter)
- unbedingte Schonung der jeweils stärkeren Stämme der Bestände, besonders Lärchen und Fichten, die wichtige Lebensraum-Elemente für das Auerhuhn sind
- unbedingte Schonung unterständiger, horstweiser Fichtenverjüngungen (essentielle Verstecke für Auerhuhn-Küken)
- zu dichte Verjüngungen auflockern
- in Dickungen einwachsende Überhälter-Buchen freischneiden
- anfallendes Astmaterial sollte den Boden nicht großräumig bedecken, sondern zu Haufen geschlichtet werden (Fortbewegung!)

Vermeidung von Symptombekämpfung

Im Naturschutz werden oft zahlreiche Modebegriffe aus dem Zusammenhang gerissen, wie etwa „Biotopvernetzung“. Daraus resultiert ineffektives, statisches Management. Um dies zu vermeiden, müssen stets die Ursachen und Zusammenhänge im Blickfeld bleiben (Abb. 95).

Konkrete sensible Zonen

Sechs Vorschläge für Sonderschutzgebiete (Balz- und Brutgebiete, 1.3.-31.7.) wurden dem Nationalpark Kalkalpen in Form von Kartenmaterial übergeben.

Außerdem wurden sechs Vorschläge für eine vorsichtige auerhuhnfreundliche Auflichtung von Fichtenstangenhölzern eingebracht, wobei eine Absprache und Bauaufsicht mit erfahrenen Ornithologen empfohlen wurde.

Thesen zum Birkhuhn-Management

- Für das Birkhuhn wird es besonders wichtig sein, dass der Tourismus in Bahnen gelenkt werden kann, bzw. dass ein Besucherlenkungskonzept auf diese Art abgestimmt wird. Ansonsten kann es zu schweren Beeinträchtigungen bei der sensiblen Synchronisation während der Balz und Befruchtungsphase, während der empfindlichen Legephase sowie der Jungenführungsphase, und zu erheblichen Beeinträchtigungen im Winter kommen. Auch der Zugriff von Prädatoren wird durch menschliche Nutzungen und Störereignisse im Gebiet erleichtert.
- Keine touristischen Erschließungen in Birkhuhn-Kerngebieten, Einhaltung von genügend großen Pufferzonen zu bestehenden Einrichtungen. Bei der weiteren touristischen Nutzung und Erschließung auch in der Umgebung des Nationalpark Kalkalpen sollten Anstrengungen für den Schutz von *source*-Habitaten und vitalen Populationszentren im Sinne des Metapopulations-Konzepts erfolgen. Die Birkhuhn-Population des Nationalpark Kalkalpen ist von Nachbar-Populationen längerfristig abhängig.
- Auf Almen und in Waldweidegebieten sollte in der Brutzeit (Mai bis Mitte Juli) kein hoher Beweidungsdruck bestehen. Ein räumlich und zeitlich an die Brutzeit des Birkhuhns angepasstes Beweidungskonzept für die wichtigsten Birkhuhn-Brutgebiete sollte entwickelt werden. Das Weidevieh sollte erst ab Mitte Juli die höher gelegenen Almen ab 1300 m (z.B. am Rotgsol) erreichen. Dies könnte hier eine Verbesserung der Bruthabitate des Birkhuhns bringen. Bisher werden die Almen während der Brutzeit ab Mitte bis Ende Juni bestoßen. Abbau von Stacheldrahtzäunen und Ersatz durch gut sichtbare elastische Bänder-Zäunungen.

- Ausweisung von Arealen als besondere Schutzgebiete, die besonders für Birkhühner entscheidend sind. Es sind dies Gebiete mit regelmäßigen Balzplätzen und Gruppenbalzplätzen, Brut- und Aufzuchtsgebiete und die Gebiete, in denen die Wintereinstände liegen, d.h. Areale, in denen Schneehöhlen am häufigsten gefunden werden.

Konkrete sensible Zonen

Sieben Vorschläge für Sonderschutzgebiete (Schneehöhlenüberwinterungs-, Balz- und Brutgebiete, 1.11.-31.8.) wurden dem Nationalpark Kalkalpen kartographisch zur Kenntnis gebracht.

Thesen zum Haselhuhn-Management

Für das Haselhuhn werden die Pionierstadien des Waldes in Form von Schlag- und Plenterflächen mit dichtem Laubholz im Nationalpark nicht mehr zur Verfügung stehen.

Dagegen werden Störungsmuster zunehmen. Die forstwirtschaftlich entstandenen Verjüngungsflächen können durch Zunahme natürlicher Verjüngungsprozesse ersetzt werden, die bisher forstlich unterdrückt wurden: Absterbe- und Verjüngungsphasen, die von Borkenkäfervermehrungen, Windwürfen und Windbrüchen ausgehen.

Laubholz-Verjüngungen an Katastrophenflächen sind auch für andere gefährdete Arten sehr wichtig: So gibt es Hinweise, dass der Dreizehenspecht primär gar kein Fichtenspecht ist, sondern in der Taiga primär die Laubholzverjüngung von Brandflächen nutzte (PECHACEK 1995).

Als wichtiger künftiger Lebensraum im Nationalpark sind Lawinare mit Fichten-Hasel-Horsten anzusehen. Im Urwald weisen viele Extremstandorte plenterartige Strukturen mit einer gut ausgebildeten Strauchschicht auf (KORPEL 1995). Dies trifft auch auf viele Bereiche im Nationalpark Kalkalpen zu.

Auch die natürliche Überflutungsdynamik entlang des langen unverbauten Bachsystems, zumindest der größeren Bäche, stellt in Form der bachbegleitenden Weichlaubhölzer hervorragende Lebensräume dar (FFH-Lebensräume Erlen-, Weiden-Auen).

Hangrutschungen und Plaikenbildungen werden wohl nur lokale Bedeutung erlangen. Der rezente Herbivorenfraßdruck durch Schalenwild und Weidevieh sollte nicht unterschätzt werden, obwohl eine Rückkehr von Elch und Wisent für das Ökosystem wichtig und wünschenswert wäre.

Die hohe Beobachtungsfrequenz entlang von Forststraßen darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass diese Strukturen eine sekundäre Erscheinung der letzten Jahrzehnte sind und ganz sicher nicht das Optimum eines Haselhuhn-Habitates darstellen. Dort, wo die Wälder ausgesprochen dicht und einförmig sind, haben die Vögel gar keine andere Möglichkeit, als auf Straßenböschungen auszuweichen. Nur hier finden sie besonnte Stellen, Beerensträucher und oft die einzigen Vorkommen von Weichlaubhölzern. Ausgeschwemmter Sand am Straßenrand bietet außerdem Sandbadeplätze und die Möglichkeit zur Aufnahme der lebensnotwendigen Magensteinchen.

Gerade aber solche künstlichen Schneisen bieten Greifvögeln günstige Jagdflächen ungehinderter Sicht über weite Strecken und freien Anflug. Nicht zufällig waren etliche der während der Freilandarbeit aufgefundenen Rupfungen entlang von Straßen, Forstwegen oder sonstigen Schneisen im Wald zu finden. Diese Funde betrafen zwar das Auerhuhn, in der Vorliebe für die Nutzung von Forststraßen im weitesten Sinn war jedoch zwischen Hasel- und Auerhuhn kein gravierender Unterschied zu erkennen. Auch der Rotfuchs schnürt bevorzugt entlang solcher Strukturen.

Bei einer unbeeinträchtigten Weiterentwicklung der ehemaligen Wirtschaftswälder im Nationalpark Kalkalpen wäre kurzfristig mit einer Abnahme des Haselhuhnes zu rechnen. Durch das Zuwachsen von Schlagflächen und junger Dickungen, sowie das damit verbundene Verschwinden von Pioniergesellschaften, geht in den nächsten Jahrzehnten Lebensraum an sekundären Waldstandorten verloren.

Durch Störereignisse wie Wind, Schnee, Waldbrände (wie 2003 im südlichen Sengsengebirge geschehen) oder Borkenkäferkalamitäten ist damit zu rechnen, dass diese Faktoren im Laufe der Zeit zunehmend kompensiert werden, und langfristig mehr als ausgeglichen werden.

Die Haselhuhn-Vorkommen in weitgehend primären Habitaten wie Bachläufen, Lawinenschneisen oder lückig bewaldeten Steilflächen wären von dieser Entwicklung nicht betroffen. Da solche Bereiche schon heute sehr gute Dichten aufweisen – etwa Vorderer Rettenbach, Langer Graben oder Leitersteig – könnten sie auch in Zukunft den Kern der Haselhuhn-Population im Nationalpark Kalkalpen darstellen.

Vorschläge für künftiges Monitoring

Nahezu alle 22 Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie, für die rechtsverbindlich Verschlechterungen des Zustandes zu verhindern sind (Natura 2000), können im Nationalpark allein nicht erhalten werden. Die Populationen hängen durchwegs von Gebieten außerhalb der Schutzgebietsgrenzen ab.

Das heißt aber nicht, dass der Nationalpark nicht einen wesentlichen Beitrag zum Schutz aller Anhang 1-Arten der Kalkalpen leisten könnte. Für die Initiierung von Schutzprojekten kommt gerade der Nationalpark Kalkalpen in Betracht.

Deshalb ist es nötig, die für die Populationen limitierenden Faktoren zu erkennen. Die dazu nötigen Informationen gehen über abiotische Faktoren und Vegetationsdaten deutlich hinaus.

Ein einheitliches „Habitatmonitoring" für so unterschiedliche Tiergruppen wie Raufußhühner oder Greifvögel ist auch aus diesem Grund leider nicht möglich (siehe auch SCHERZINGER pers. Mitt.). Deshalb sind artengruppenspezifische Module als Ergänzung zur umfangreichen Naturrauminventur empfehlenswert.

In Zukunft sind zahlreiche neue Herausforderungen für die Raufußhuhn-Populationen zu erwarten. So wäre durch eine mögliche Klimaerwärmung eine Verstärkung des Isolationseffektes der einzelnen Bergstock-Populationen zu erwarten. Deshalb ist ein möglichst gutes Verständnis der Populationsökologie prioritär.

(1) Intensive standardisierte Erfassung von Raufußhuhn-Beständen.
(2) Nachvollziehbare Analyse der Einflüsse von Raubsäugerdichten, Waldzustand und Wittterung auf Raufußhuhn-Bestände.
(3) Erfassung aufeinanderfolgender Spitzen- und Zusammenbruchsjahre der Mäusepopulationen und ihre Wirkung auf den Raufußhuhn-Mortalität.
(4) Besonders hilfreiche Grundlagen für das Management brächte eine kausale Populationsuntersuchung zu Mortalität und Prädation. Dazu gibt es internationale Erfahrungen. Wir schlagen folgende Maßnahmen vor: A. Telemetrierung einer ausreichenden Anzahl von Auerhuhn und Haselhuhn auf einer Schwerpunktfläche mit hoher Dichte. B. Dadurch Registrierung von jahreszeit- und habitatabhängiger Mortalität. C. Ebenda einfache Erhebung von Mäuse-Dichte-Indices mit Schlag- oder Trichterfallen (*snap traps*). D. Untersuchung der Ernährung von Beutegreifern im Gebiet. Dazu sollten aus Gründen einer verlässlichen Methodik Drahtkäfige auf Nester mit größeren Jungen montiert werden (Sperber, Habicht), wo dann täglich die von den Altvögeln abgelegten Beutestücke bestimmt und anschließend verfüttert werden könnten. Alternativ könnten Fotofallen oder Kameras eingesetzt werden (dies wäre auch beim Steinadler möglich). E. Die Untersuchung sollte zumindest über zwei Spitzen- und Zusammenbruchsphasen von Mäusen gehen.

Mit einem abgerichteten Hund könnten systematische Untersuchungen durchgeführt werden, etwa zu Brutnachweisen (vgl. RAJALA 1974).

Die bisher erworbenen Kenntnisse über die Lage von Huderpfannen sollten in Zukunft genützt werden. Damit können in kürzester Zeit Vorkommensnachweise erbracht werden. Sie könnten auch als Fangplätze zur Besenderung, oder als Plätze für Fotofallen dienen (vgl. Arbeiten von C. FUXJÄGER am Luchs).

Hinsichtlich Haselhuhn-Bestand gibt es wohl wenige Alternativen zur angewandten Transektmethode.

Spezielle Überlegungen Birkhuhn

Folgende Maßnahmen erscheinen empfehlenswert:

- Kontrolle der regelmäßigen Balzplätze besonders der Gruppenbalzplätze (*source*-Gebiete). Wenn möglich synchrone Erfassung der territorialen Hähne und anwesender Hennen. Kontrolle von ausgewählten unregelmäßig besetzten und verwaisten Balzplätzen (*sink*-Gebiete).
- Genaue Bestandserfassung und Ermittlung des Bruterfolg und der Populationsentwicklung in ausgewählten Monitoring-Gebieten. In die Monitoring-Gebiete sollten die in dieser Studie untersuchten drei Gebiete miteinbezogen werden (nördliches Sengsengebirge, südöstliches Sengsengebirge, zentrales Hintergebirge).
- Ermittlung von Grunddaten zu Populationsgröße, Abundanz, Geschlechterverhältnis, Bruterfolg, Reproduktionsrate und Mortalität.
- Zur Ermittlung des Bruterfolges könnten entlang festgelegter Transekte Zählungen durchgeführt werden. Mittels Einsatz von geeigneten Hühner-Vorstehhunden (Pointer) könnten, ähnlich wie in anderen Ländern bereits durchgeführt, systematisch am Ende der Führungsphase Gesperre gesucht und gezählt werden. In solchen Gebieten könnten auch Untersuchungen mittels Telemetrie erfolgen zur Klärung von Dispersion, Austausch zwischen Gebirgsstöcken, Mortalität, saisonaler Habitatnutzung und zum räumlichen und zeitlichen Aktivitätsmuster. Aufgrund der aktuell geringen Individuenzahlen in den Monitoringflächen dürften solche Untersuchungen derzeit aber nicht von vorrangiger Bedeutung sein.
- Standardisierte Kartierung von Habitatparametern auf Probeflächen, die die wichtigsten Birkhuhn-Habitate betreffen. Wiederholung in bestimmten Zeitab-

ständen zur Bewertung von Lebensraumveränderungen.
- Dokumentation und Bewertung der touristischen Aktivitäten und Entwicklungen in Birkhuhn-Habitaten.

Spezielle Überlegungen Auerhuhn

Besonderes Augenmerk ist auf die Interpretation der Felderhebungen im Lichte aktueller populationsökologischer Erkenntnisse zu legen; dies ist erfahrungsgemäß mit besonders viel Fehlerpotenzial behaftet.

Für die weitere Vorgangsweise sind Kooperationen mit umliegenden Gebieten (Important Bird Area „Nördliche Kalkalpen“) dringend zu empfehlen. Die in der vorliegenden Studie erarbeiteten Kenntnisse über die Lebensraum-Ansprüche sind die Voraussetzung für sinnvolles Gebietsmanagement.

Öffentlichkeitsarbeit

Im Zuge der Öffentlichkeitsarbeit für das gegenständliche Raufußhuhn-Projekt wurden bisher 6 Vorträge gehalten (Wildtier-Tagung im Nationalpark Kalkalpen 2001, Jahrestagung BirdLife Österreich Steyr 2002, mitteleuropäische Expertengruppe Raufußhühner Nationalpark Bayerischer Wald 2002, Wartberger Jägerschaft 2005, Ornithologische ARGE Haus der Natur 2005, Salzburger Jagdhundegruppe 2007). Außerdem wurden sieben Publikationen verfasst (STEINER 2004, STEINER & PÜHRINGER 2003, STEINER et al. 2003a,b,c, 2005a,b).

Literatur

Åberg J., Jansson G., Swenson J.E. & P. Angelstam (1995): The effect of matrix on the occurence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. — Oecologia **103**: 265–269.

Åberg J., Jansson G., Swenson J.E. & G. Mikusinski (2000): Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas. — Wildl. Biol. **6**: 89–99.

Åberg J., Swenson J.E. & H. Andrén (2000): The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurence in habitat fragments. — Can. J. Zool. **78**: 352–358.

Amar A., Arroyo B., Redpath S. & S. Thirgood (2004): Habitat predicts losses of red grouse to individual hen harriers. — J. Applied Ecology **41**: 305–314.

Amler K., Bahl A., Henle K., Kaule G. & P. Poschlod (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. — E. Ulmer Verlag, Stuttgart: 1–336.

Andreev A.V., Hafner F., Klaus S. & H. Gossow (2001): Displaying behaviour and mating system in the Siberian Spruce Grouse (*Falcipennis falcipennis* Hartlaub 1855). — J. Ornithol. **142**: 404–424.

Andrén H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. — Oikos **71**: 355-366.

Andrén H. & P. Angelstam (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. — Oikos **45**: 273–277.

Angelstam P. (1984): Mortality patterns of female black grouse, *Tetrao tetrix*, in the breeding season – a preliminary report. — Finnish Game Res. **42**: 37.

Angelstam P. (1986): Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. — Oikos **47**: 365–373.

Angelstam P. (1999): Reference areas as a tool for sustaining forest biodiversity in managed landscapes. — Naturschutzreport **16**/1999: 96–121.

Angelstam P., Lindström E. & P. Widén (1984): Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. — Oecologia **62**: 199–208.

Arnold W. (2007): Räuber-Beute-Beziehung – wer reguliert wen? — 13. österr. Jägertagung, 13. und 14. Februar 2007, HBLFA Raumberg-Gumpenstein: 1–7.

Artuso I. (1995): Distribution of grouse in the Italian Alps (1988-1992). — In: Jenkins, D. (Ed.) Proceedings of the 6th International Grouse Symposium Udine: 129–130.

Artuso I. (2000): Index des populations de tetras lyre dans la vallee Brembana (Alpes d' Italie centrale) resultates preliniaires. — Cahiers d'Ethologie, 2000, **20** (2-3-4): 551–552.

Artuso I. (o.J.): Distribution of grouse in the Italian Alps (1988-1992). — Progetto Alpe. Commissione Tecnica Avifauna U.N.C.Z.A. Federazione Italiana della Caccia.

Atlas der Brutvögel Bayerns 1979–1983 (1987): Haselhuhn. Birkhuhn. Auerhuhn: 90–94.

Austin M.P. & C.R. Margules (1994): Die Bewertung der Repräsentanz.In: Usher, M. B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. — UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 48–65 .

Badilatti B. (2001): Geheimnisvolles Leben des Auerhuhns. — Cratschla **1/2001**: 14–19.

Baines D. (1996): The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. — J. Applied Ecology **33**: 54–62.

Baines D., Moss R. & D. Dugan (2004): Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. — J. Appl. Ecol. **41**: 59–71.

Bauer H.-G. & P. Berthold (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. — Aula-Verlag, Wiesbaden: 1–715.

Bauer K.M. (1988): Natur- und Wirtschaftswald. — In: Spitzenberger, F. (Ed.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien: 19–41.

Bauer K.M. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Vogelarten (Aves). — In: Gepp, J., Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie **2**: 1–355.

Bejcek V. (1997): Hazel Grouse *Bonasa bonasia*. — In: Hagemeijer W.J.M. & M.J. Blair (Eds): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London: 194–195.

Berberich W. (1989): Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses. — Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht **17**: 1–71.

Bergmann H.-H. & K. Niklasch (1995): Das Haselhuhnprojekt im Harz – Methoden, Ergebnisse und Probleme der Wiederansiedlung. — Naturschutzreport **10**/1995: 283–295.

Bergmann H.-H., Klaus S., Müller F., W. Scherzinger, Swenson J.E. & J. Wiesner (1996): Die Haselhühner *Bonasa bonasia* und *B. sewerzowi*. — Neue Brehm-Bücherei 77, Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 1–276.

Beshkarev A.B., Swenson J.E., Angelstam P., Andrén H. & A.B. Blagovidov (1994): Long-term dynamics of hazel grouse populations in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. — Oikos **71**: 375–380.

Beutler A. (1992): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. — Natur- und Kulturlandschaft **1**: 51-106.

Bibby C.J., Burgess N.D. & D.A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. — Neumann Verlag, Radebeul: 1–270.

Bibikow D.I. (1988): Der Wolf. — Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Bijlsma R.G. (1998): Selective predation of Goshawk *Accipiter gentilis* and Common Buzzard *Buteo buteo* on the hungry hordes? — Limosa **71**: 121–123. (in Niederländisch mit englischer Zusammenfassung)

Blattner M. (1998): Der Arealschwund des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in der Nordwestschweiz. — Ornithol. Beob. **95**: 10–38.

Blume D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. — 5. überarb. Aufl., Neue Brehm-Bücherei Bd. 300, Westarp, Magdeburg: 1–111.

Bocca M. (2000): Statut et gestion du tetras lyre dans le Parc Naturel du Mont Avic (Alpes italiennes). — Cahiers d'Ethologie, 2000, **20** (2-3-4): 287–298.

Bonczar Z., Borowiec F. & J.E. Swenson (1998): Regional variation in the food quality of hazel grouse *Bonasa bonasia* (L.). — Hodowla i biologia zwierzat z. **33**: 75–86.

Boock W. & D. Pape (1995): Forstliche Maßnahmen zum Auerhuhnschutz im Thüringer Schiefergebirge. — Naturschutzreport **10**/1995: 91–102.

BORCHTCHEVSKI V.G., HJELJORD O., WEGGE P. & A.V. SIVKOV (2003): Does forest fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests? — Wildl. Biol. **9**: 275–282.

BØRSET E. & A. KRAFFT (1973): Black grouse Lyrurus tetrix and capercaillie Tetrao urogallus brood habitats in a Norwegian spruce forest. — Oikos **24**: 1–7.

BRADER M. & G. AUBRECHT (wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. — Denisia **07**, Biologiezentrum der oö. Landesmuseen: 1–543.

BREUSS M. (1999): Untersuchungen zum winterlichen Nahrungsspektrum des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) in den Gailtaler Kalkalpen. (Losungsanalysen). — Dipl. Arb. Univ. Wien: 1–81.

BRITTAS R. (1984): Seasonal and annual changes in condition of the Swedish willow grouse, *Lagopus lagopus*. — Finnish Game Res. **42**: 5–17.

BRÜLL H. (Hrsg.) (1984): Das Leben europäischer Greifvögel. Ihre Bedeutung in den Landschaften. — 4. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart und New York: 1–351.

BÜHLER U. (1991): Populationsökologie des Sperbers *Accipiter nisus* L. in der Schweiz – Ein Predator in einer mit chemischen Rückständen belasteten Umwelt. — Orn. Beob. **88**: 341–452.

BUNZEL-DRÜKE M., DRÜKE J. & H. VIERHAUS (1994): Quaternary Park. Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. — Arbeitsgemeinschaft biologischer Umweltschutz Soest (ABU) info **17/18** (4/93, 1/94): 4-38.

BUSCHE G., RADDATZ H.-J. & A. KOSTRZEWA (2004): Nistplatz-Konkurrenz und Prädation zwischen Uhu (*Bubo bubo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*): erste Ergebnisse aus Norddeutschland. — Vogelwarte **42**: 169–177.

CAIZERGUES A. & L.N. ELLISON (1997): Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in the French Alps. — Wildl. Biol. **3**: 177–186.

CALLADINE J., BAINES D. & P. WARREN (2002): Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. — J. Appl. Ecol. **39**: 772–780.

CHOU Y.-H. & S. SORET (1996): Neighborhood Effects in Bird Distributions, Navarre, Spain. — Environmental Management **20**: 675–687.

CIC WILDLIFE (2007): Top-predator workshop. CIC-IUGB Workshop on intraguild predation. http:/www.cic-wildlife.org/index.php?id=258. Zugriff am 24.8.2007.

COBHAM R. & J. ROWE (1994): Die Bewertung der Tier- und Pflanzenwelt von Agrarlandschaften: Eine Hilfe für den Naturschutz. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 187–211.

COVINGTON W.W. (2000): Helping western forests heal. The prognosis is poor for US forest ecosystems. — Nature **408**: 135–136.

CRESSWELL W. (1994a): Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location: profitability or risk? — J. Anim. Ecol. **63**: 589–600.

CRESSWELL W. (1994b): Song as a pursuit-deterrent signal, and its occurrence relative to other anti-predation behaviours of skylark (*Alauda arvensis*) on attack by merlins (*Falco columbarius*). — Behav. Ecol. Sociobiol. **34**: 217–223.

CRESSWELL W. (1994c): Flocking is an effective anti-predation strategy in redshanks, *Tringa totanus.* — Anim. Behav. **47**: 433–442.

CRESSWELL W. (1995): Selection of avian prey by wintering sparrowhawks *Accipiter nisus* in Southern Scotland. — Ardea **83**: 381–389.

CRESSWELL W. (1996): Surprise as a winter hunting strategy in Sparrowhawks *Accipiter nisus*, Peregrines *Falco peregrinus* and Merlins *F. columbarius*. — Ibis **138**: 684–692.

DE FRANCESCHI P.F. (1996): I Tetraonidi della Foresta di Tarvisio (1982–1995), Verona: 1–141.

DE JUANA E. (1994): Family Tetraonidae (Grouse). — In: DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL (Eds): Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona: 376–410.

DESBROSSES R. (1999): Indices de présence et comportement de la Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* en hiver dans le Haut-Jura francais. — Nos Oiseaux **46**: 1–10.

DESBROSSES R. (2002): Réponses comportementales de Gélinotte des bois *Bonasa bonasia* á l´utilisation du rappel. — Alauda **70**: 131–136.

DISNEY R. HENRY L. (1994): Bewertungen unter Verwendung von Wirbellosen: Ein Problemaufriss. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 236–257.

DVORAK M., RANNER A. & H.-M. BERG (Hrsg.) (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien: 1–522.

DVORAK M. & G. WICHMANN (2005a): A108 Tetrao urogallus. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 261–269.

DVORAK M. & G. WICHMANN (2005b): A104 Bonasa bonasia. — In: ELLMAUER, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 231–240.

EBBINGE B.S. & B. SPAANS (2002): How do Brent Geese (*Branta b. bernicla*) cope with evil? Complex relationships between predators and prey. — J. Ornithol. **143**: 33–42.

ECKHART L. (1995): Waldbauliche Zielsetzungen der Thüringer Landesforstverwaltung – Beziehungen zum Schutz und zur Erhaltung der Rauhfußhühner. — Naturschutzreport **10**/1995: 23–26.

EIBERLE K. & N. KOCH (1975): Die Bedeutung der Waldstruktur für die Erhaltung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia* L.). — Schweiz. Z. Forstw. **126**: 876–887.

EICHLER R. & K. HAARSTICK (1995): Die Wiederansiedlung des Auerhuhns im Harz. — Naturschutzreport **10**/1995: 125–134.

ELLISON L.N. & Y. MAGNANI (1985): Elements de dynamique de population du tetras lyre Tetrao tetrix dans les Alpes francaises. — Gibier Faune Sauvage 2:63–84.

ELLISON L.N., MAGNANI Y. & R. CORTI (1981): Comparison of a hunted and three protected Black Grouse populations in the French Alps. — Ecology: 175–188.

Ellmauer T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 1–633.

Erber J. (2000): Biotopeignung für Raufußhühner im Nationalpark OÖ Kalkalpen. Endbericht März 2000. Projektleitung Univ.-Prof. Dr. Friedrich Reimoser. Sachbearbeitung DI Josef Erber. Ergänzende Sachbearbeitung: DI Horst Leitner. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie: 1–76.

Erdmann M., S. Gärtner & S. Klaus (1995): Bestand und Lebensraumnutzung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im Thüringer Wald. — Naturschutzreport **10**/1995: 149–158.

Erz W. (1985): Schutzgebiete – Krankenhäuser der Natur. — In: Grosses Modernes Lexikon **10**. Bertelsmann Lexikothek, Gütersloh: 363-366.

Erz W. (1994): Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. — In: Usher, M.B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 131–166.

Fedriani J.M., Fuller T.K., Sauvajot R.M. & E.C. York (2000): Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. — Oecologia **125**: 258 - 270.

Feldner J., Rass P., Petutschnig W., Wagner S., Malle, Buschenreiter R.K., Wiedner P. & R. Probst (2006): Avifauna Kärntens. Die Brutvögel. — Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt: 1–423.

Fielding A.H., Haworth P.F., Morgan D.H., Thompson D.B.A. & D.P. Whitfield (2003): The Impact of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) on a Diverse Bird of Prey Assemblage. — In: Birds of Prey in a Changing Environment (Eds: D. B. A. Thompson, S. M. Redpath, A. H. Fielding, M. Marquiss & C. A. Galbraith). Scottish Natural Heritage, Edinburgh, the stationery office: 221–243 .

Finck P., Härdtle W., Redecker B. & U. Riecken (Bearb.) (2004): Weidelandschaften und Wildnisgebiete – vom Experiment zur Praxis. — Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft **78**, Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg: 1–539.

Finne M.H., Wegge P., Eliassen S. & M. Odden (2000): Daytime roosting and habitat preference of capercaillie *Tetrao urogallus* males in spring – the importance of forest structure in relation to anti-predator behaviour. — Wildl. Biol. **6**: 241–249.

Floris van der Ploeg S.W. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in den Niederlanden: Ein kontroverses Thema in einem kleinen Land. — In: Usher, M. B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 102–116.

Forstner M. (1987): Die Birkwildvorkommen des Wald- und Mühlviertels. — Öst. Weidwerk **5/87**: 23–24.

Franceschi P.F. (1993): Studio sulle popolazione di tetraonidi del Tarvisiano (1982-1991). — Ministero per il Coordinamento delle Politiche Agricole, alimentari e Forestali.

Frank G. (2002): Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. Vogelwelt **123**: 225–239.

Frühauf J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*) Österreichs. — In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. – Umweltbundesamt Monographien 135, Umweltbundesamt, Wien.

Fuller M. (1998): Analysis of habitat and census techniques. — In: Chancellor R. D., B.-U. Meyburg & J. J. Ferrero (Eds): Holarctic Birds of Prey. WWGBP & ADENEX, Igraex, Calamonte, Spain: 11.

Fuller R.W. & D.R. Langslow (1994): Ornithologische Bewertungen für den Arten – und Biotopschutz. — In: Usher, M. B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 212–235.

Fürst A. (1998): Auerwild mit Zukunft? — Weidwerk **5/1998**: 19–22.

Fuschlberger H. (1956): Das Hahnenbuch. — F. C. Mayer Verlag, München: 1–700.

Garcia-Latorre J. (2000): Ökologie und Geschichte der ariden Gebiete im Südosten Spaniens. Vortrag Biologiezentrum OÖ. Landesmuseum, Linz, 14.9.2000.

Gatter W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. — Aula Verlag, Wiebelsheim: 1–656.

Gibbons D., Gates S., Green R.E., Fuller R.J. & R.M. Fuller (1994): Buzzards *Buteo buteo* and Ravens *Corvus corax* in the uplands of Britain: limits to distribution and abundance. — Ibis **137**: 575–584.

Gjerde I. & P. Wegge (1989): Spacing pattern, habitat use and survival of Capercaillie in a fragmented winter habitat. — Orn. Scand. **20**: 219–225.

Gjerde I., Rolstad J., Wegge P. & B.B. Larsen (1990): Capercaillie leks in fragmented forests: a 10-year study of the Torstimäki population, Varaldskogen. — Trans. 19th IUGB Congress, Trondheim 1989: 454–459.

Gjerde I., Wegge P. & J. Rolstad (2000): Lost hotspots and passive female preference: the dynamic process of lek formation in capercaillie *Tetrao urogallus*. — Wildl. Biol. **6**: 291–298.

Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9: Columbiformes – Piciformes. — Aula Verlag, Wiesbaden: 1–1145.

Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. & E. Bezzel (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliformes und Gruiformes. — Aula Verlag, Wiesbaden: 1–699.

Gossow H., Pseiner K. & F. Reimoser (1983): Forest use techniques and capercaillie habitat management in eastern Austria: A team projects progress report. — Proceedings from 16th Congress of the International Union of Game Biologists: 660–667.

Götmark F. (1995): Black-and-white plumage in male pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) reduces the risk of predation from sparrowhawks (*Accipiter nisus*) during the breeding season. — Behavioral Ecology **6**: 22–26.

Götmark F. (1996): Simulating a colour mutation: conspicuous red wings in the European Blackbird reduce the risk of attacks by Sparrowhawks. — Functional Ecology **10**: 355–359.

Götmark F. & U. Unger (1994): Are conspicuous birds unprofitable prey? Field experiments with hawks and stuffed prey species. — The Auk **111**: 251–262.

Götmark F. & P. Post (1996): Prey selection by sparrowhawks, *Accipiter nisus*: relative predation risk for breeding passerine birds in relation to their size, ecology and behaviour. — Phil. Trans. R. Soc. Lond. B **351**: 1559–1577.

GÖTMARK F., POST P., OLSSON J. & D. HIMMELMANN (1997): Natural selection and sexual dimorphism: sex-biased sparrowhawk predation favours crypsis in female chaffinches. — Oikos **80**: 540–548.

GRASS V. & B. MAIR (1999): Weidemonitoring Laussa/Sonnberg. — Öko.L **21**/2: 21–28.

GREMMELS H.-D. (1990): Saisonale Unterschiede in der Balzaktivität des Birkhahnes (*Lyrurus tetrix* L., 1758), registriert unter Volierenbedingungen. — Z. Jagdwiss. **36**: 169–178.

GRIMM H. (2003): Hat die Präsenz von Rabenvögeln Einfluss auf die Brutplatzwahl und den Bruterfolg beim Raubwürger *Lanius excubitor*? — 13. Jahrestagung Verein Thüringer Ornithologen e.V., Kammerforst, 29./30. März 2003.

HAFNER F. & R. HAFELLNER (1995): Das Auerhuhn in Österreich. — St. Hubertus **5/95**: 12–15.

HAKKARAINEN H. & E. KORPIMÄKI (1996): Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. — Ecology **77**: 1134–1142.

HALLER H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. — Orn Beob., Beih. 9, 1–167.

HALME P., HÄKKILA M. & E. KOSKELA (2004): Do breeding Ural owls *Strix uralensis* protect ground nests of birds?: An experiment using dummy nests. — Wildlife Biology **10**: 145–148.

HANSEN F. (1990): Some aspects of the dynamic of an isolated black woodpecker population on the island of Bornholm. — In: CARLSON A. & G. AULEN (Eds): Conservation and management of woodpecker populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala 1990, Report **17**: 57–62.

HANSKI I.A. & M.E. GILPIN (Eds) (1997): Metapopulation Biology. Ecology, Genetics, and Evolution. — Academic Press, San Diego: 1–512.

HANSON W.R. & M. SOIKKELI (1984): Group size and sex ratios among Finnish Black Grouse. — Ornis Fennica **61**: 65–68.

HASKELL D.G. (1995): Forest Fragmentation and Nest Predation: Are Experiments with Japanese Quail Eggs Misleading? — Auk **112**: 767–770.

HAVEN WILEY R. (1974): Evolution of social organization and life-history patterns among grouse. — Quart. Rev. Biol. **49**: 201–227.

HECKENROTH H. (o.J.): Unterschiedliche Ergebnisse von Bestandsaufnahmen des Birkhuhns durch Faunisten und Jagdrevierinhaber.

HEGEMANN A. (2004): Illegale Greifvogelverfolgung im Kreis Soest von 1992 bis 2003 – eine Auswertung mit Hinweisen zur Erkennung von Greifvogelverfolgungen. — Charadrius **40**/1: 13–27.

HEINRICH B. (1992): Die Seele der Raben. — Paul List Verlag, München: 1–409.

HELLE P., NIKULA A. & M. MÖNKKÖNEN (1994): Effects of Forest Landscape Structure on Grouse Densities in Finland. — J. Ornithol. **135**: 514.

HELMINEN M. & J. VIRAMO (1962): Animal food of capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Lyrurus tetrix*) in autumn. — Ornis Fenn. **39**: 1–12.

HEPP K., SCHILLING F. & P. WEGNER (Eds) (1995): Schutz dem Wanderfalken. 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) – eine Dokumentation. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **82**: 1–392.

HEPTNER V.G. & G. NAUMOV (Ed.) (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. 2: Seekühe und Raubtiere. — Fischer, Jena: 1-1006.

HERTEL M. (1995): Das Auerhuhn im Fichtelgebirge. — Naturschutzreport **10**/1995: 103–108.

HERTEL H. & D. JÄGER (1995): Das Birkhuhn in Nordwestböhmen. — Naturschutzreport **10**: 183–193.

HESS R., (2000): Bestandsrückgang und räumliches Rückgangsmuster des Birkhuhns *Tetrao tetrix* am Rand des Verbreitungsgebietes (Schwyzer Voralpen, 1977-1999). — Orn. Beob. 97: 174–152.

HINSLEY S.A., BELLAMY P.E. & D. MOSS (1995): Sparrowhawk *Accipiter nisus* predation and feeding site selection by tits. — Ibis **137**: 418–420.

HJELJORD O., WEGGE P., ROLSTAD J., IVANOVA M. & A.B. BESHKAREV (2000): Spring-summer movements of male capercaillie *Tetrao urogallus*: A test of the "landscape mosaic" hypothesis. — Wild. Biol. **6**: 251–256.

HOCHRATHNER P. (1995a): Nördliche Kalkalpen. — In: DVORAK M. & E. KARNER: Important Bird Areas in Österreich. Umweltbundesamt Monographien Bd. **71**, Wien: 277–283.

HOCHRATHNER P. (1995b): Alpin-ornitho-ökologische Untersuchung der Avifauna im Ostteil des Toten Gebirges (Oberösterreich). — Diplomarbeit zur Erlangung des Magistergrades an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg: 1–211.

HOLZHAUSEN J. (1995): Birkhuhn und Mensch – Störwirkungen im Naturschutzgebiet „Lange Rhön" in Bayern – Erfahrungen und Gedanken eines Naturschutzwartes. — Naturschutzreport **10**/1995: 143–148.

IDLE E.T. (1994): Erfassen und Bewerten auf lokaler Ebene: Eine Region in Schottland. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. — UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 117–130.

IMS R.A. & H.P. ANDREASSEN (2000): Spatial synchronisation of vole population dynamics by predatory birds. — Nature **408**: 194–196.

JEDRZEJEWSKA B. & W. JEDRZEJEWSKI (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. — Ecological Studies **135**, Springer Verlag, Berlin: 1–450.

JEDRZEJEWSKI W. & B. JEDRZEJEWSKA (1996): Rodent cycles in relation to biomass and productivity of ground vegetation and predation in the Palearctic. — Acta Theriologica **41**: 1–34.

JEDRZEJEWSKI W., SZYMURA A. & B. JEDRZEJEWSKA (1994): Reproduction and food of the Buzzard *buteo buteo* in relation to the abundance of rodents and birds in Bialowieza National Park, Poland. — Ethology, Ecology & Evolution **6**: 179–190.

JEFFERSON R.G. & M.B. USHER (1994): Ökologische Sukzession und die Untersuchung und Bewertung von Nicht-Klimax-Gesellschaften. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 66–82.

JÖNSSON K.I., P.K. ANGELSTAM & J.E. SWENSON (1991): Patterns of life-history and habitat in Palearctic and Nearctic forest grouse. — Ornis Scandinavica **22**: 275–281.

JOUGLET J.P., ELLISON L. & P. LEONARD (1999): Impact du paturage ovin estival sur l´habitat et les effectifs du tetras lyre (Tetrao tetrix) dans les Hautes Alpes. — Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. Vol.**16** (4): 289–316.

KADLECIK J., MACEK M. & J. OBUCH (1995): The diet and feeding activity of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Vel´ka Fatra Mts. — Tichodroma **8**: 48–60.

KÄMPFER-LAUENSTEIN A. (1995): Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. — Naturschutzreport **10**/1995: 261–268.

KARNER E., MAUERHOFER V. & A. RANNER (1997): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie. 2. aktualisierte Auflage. — UBA Report R-144. Wien: 1–169. (Anhang).

KASPRZYKOWSKI Z. (2002): Decline of the Black Grouse *Tetrao tetrix* population in east-central Poland. — Vogelwelt **123**: 253–258.

KENWARD R.E. (1978): Hawks and doves: Factors affecting success and selection in goshawk attacks on woodpigeons. — J. Anim. Ecol. **47**: 449-460.

KENWARD R.E. (1982): Goshawk hunting behaviour, and range size as a function of food and habitat availability. — J. Anim. Ecol. **51**: 69-80.

KENWARD R.E. (1986): Problems of Goshawk predation on pigeons and other game. — Proc. Int. Orn. Congr. XVIII: 666–678.

KENWARD R.E. (1996): Goshawk Adaptation to Deforestation: Does Europe Differ from North America? — In: Raptors in human landscapes. Academic press: 233–243.

KENWARD R. (2006): The Goshawk. — Poyser, London: 1–360.

KENWARD R. & P. WIDÉN (1989): Do Goshawks (*Accipiter gentilis*) need forests? Some conservation lessons from radio tracking. In: MEYBURG B.-U. & R.D. CHANCELLOR (Eds): Raptors in the Modern World: 561–567.

KENWARD R.E., MARCSTRÖM V. & M. KARLBOM (1981): Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. — J. Wildl. Manage. **45**: 397–408.

KILZER G. (2001): Auerhuhn Monitoring in Vorarlberg. Vogelschutz in Österreich **16**: 6.

KILZER R. (1991a): Haselhuhn *Bonasa bonasia*. — In: KILZER, R. & V. BLUM (Eds) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz: 99.

KILZER R. (1991b): Birkhuhn *Tetrao tetrix*. — In: KILZER, R. & V. BLUM (Eds) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz: 101.

KILZER R. (1991c): Auerhuhn *Tetrao urogallus*. — In: KILZER, R. & V. BLUM (Eds) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz: 102.

KING C.M. (1985): Interactions between woodland rodents and their predators. Symp. zool. Soc. Lond. **55**: 219–247.

KIRBY K. (1994): Die Bewertung von Wäldern und Gehölzbeständen. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 167–186.

KLAFS G. & J. STÜBS (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. — G. Fischer Verlag, Jena.

KLAUS S. (1996): Hazel Grouse in Bohemian Forest: results of a 24-year-long study. — Silva Gabreta **1**: 209–219.

KLAUS S., (1997): Bedeutung von Feuer für Lebensräume der Rauhfußhühner (Tetraoninae). — NNA-Berichte **5**/97: 46–54.

KLAUS S. & R. BRÄSECKE (1977): Zur Problematik der Einrichtung von Auerhuhn-Schutzgebieten unter Berücksichtigung neuer ökologischer Erkenntnisse. — Beitr. Jagd- u. Wildforschg. **X**/1977: 426–434.

KLAUS S. & W. BOOCK (1989): Die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) als begrenzender Faktor in der Winterernährung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). — Acta ornithoecol. Jena **2,**1: 49–57.

KLAUS S. & U. AUGST (1995): Warum starb das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) im Elbsandsteingebirge aus? — Naturschutzreport **10**/1995: 109–123.

KLAUS S. & H.-H. BERGMANN (2004): Situation der waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. — Vogelwelt **125**: 283–296.

KLAUS S., SCHERZINGER W. & S. YUE-HUA (1995): Studies of the Chinese hazel grouse in Gansu Province, Central China. — Grouse News No **9**: 11–14.

KLAUS S., ANDREEV A.V., BERGMANN H.-H., MÜLLER F., PORKERT J. & J. WIESNER (1986): Die Auerhühner *Tetrao urogallus* und *T. urogalloides*. — Neue Brehm-Bücherei 86, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 1–276.

KLAUS S., BERGMANN H.-H., MARTI C., MÜLLER F., VITOVIC O.A. & J. WIESNER (1990): Die Birkhühner *Tetrao tetrix* und *T. mlokosiewiczi*. — Neue Brehm-Bücherei 397, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 1–288.

KLEMOLA T. , KORPIMÄKI E. & K. NORRDAHL (1998): Does avian predation risk depress repoduction of voles? — Oecologia **115**: 149–153.

KNAPP H.-D. (1999): „Prozessschutz" als Naturschutzziel. — Naturschutzreport **16**/1999: 46–60.

KORPEL S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. — G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 1–310 pp.

KORPIMÄKI E. (1994): Rapid or delayed tracking of multi-annual vole cycles by avian predators? — J. Anim. Ecol. **63**: 619–628.

KORPIMÄKI E., KOIVUNEN V. & H. HAKKARAINEN (1996): Microhabitat use and behavior of voles under weasel and raptor predation risk: predator facilitation? — Behav. Ecol. **7**: 30–34.

KRAMS I.A. (1996): Predation risk and shifts of foraging sites in mixed Willow and Crested Tit flocks. — J. Avian Biology **27**: 153–156.

KRAMS I. & W. THIEDE (2000): Wo finden die Meisentrupps im Kiefernwald die Nahrung und wie sind die Trupps gegliedert? — Ökol. Vögel **22**: 107–118.

KREBS C.J., BOUTIN S., BOONSTRA R., SINCLAIR A.R.E., SMITH J.N.M., DALE M., MARTIN K. & R. TURKINGTON (1995): Impact of Food and Predation on the Snowshoe Hare Cycle. — Science **269**: 1112–1115.

KURKI S. & H. LINDÉN (1995): Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground-nesting black grouse Tetrao tetrix. — Ecography **18**: 109–113.

KURKI S., HELLE P., LINDEN H. & A. NIKULA (1997): Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. — Oikos **79**: 301-310.

KURKI S., NIKULA A., HELLE P. & H. LINDEN (1997): Landscape-dependent breeding success of forest grouse in Fennoscandia. — Wildl. Biol. **3**: 295.

KURKI S., NIKULA A., HELLE P. & H. LINDEN (2000): Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. — Ecology **81**(7): 1985-1997.

KURT F. (1991): Das Reh in der Kulturlandschaft: Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. — Parey, Hamburg u. Berlin: 1–284.

KÜSTER H. (1998): Geschichte des Waldes: von der Urzeit bis zur Gegenwart. — C. H. Beck´sche Verlagsbuchhandlung, München: 1–266.

KÜSTER H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. — C. H. Beck, München: 1–399.

LANGE U. (1996): Brutphänologie, Bruterfolg und Geschlechterverhältnis der Nestlinge beim Schwarzspecht *Dryocopus martius* im Ilm-Kreis (Thüringen). — Vogelwelt **117**: 47–56.

LECLERQ B. (1988): Premie`res donnees sur la comparaison de la dynamique des populations de Grand-Tétras et de Gélinotte des Bois, d´un même massif forestier du Haut-Jura. — Gibier Faune sauvage **5**: 273–288.

LEIBUNDGUT H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. — P. Haupt Verlag, Bern: 1–260.

LEONARD P. (1991): Etude des causes de regression du Tetras-lyre sur la comune de Ristolas (Hautes-Alpes). — Bull. mens. Off. nat. chasse, **157**: 23-27.

LEONARD P. (1995): La population de tetras-lyre est de en regression sur la commune de Ristolas (Hautes-Alpes) ? Bull. mens. Off. nat. chasse, **203**: 8-21.

LIESER M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumansprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. — Ökol. Vögel **16**, Sonderheft: 1–117.

LINDÉN H. (1981a): Changes in Finnish tetraonid populations and some factors influencing mortality. — Finnish Game Res. **39**: 3–11.

LINDÉN H. (1981b): Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. — Finnish Game Res. **39**: 35–51.

LINDÉN H. (1981c): Does duration and predictability of the winter affect the wintering success of the capercaillie, *Tetrao urogallus*? — Finnish Game Res. **39**: 79–89.

LINDÉN H. & P. RAJALA (1981): Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland, 1964-77. — Finnish Game Res. **39**: 13–34.

LINDNER A. (Ed.) (1977): Die Waldhühner. Naturgeschichte, Ökologie, Verhalten, Hege und Jagd. — P. Parey, Hamburg u. Berlin: 1–148.

LINDSTRÖM E.R., ANDRÉN H., ANGELSTAM P., CEDERLUND G., HÖRNFELDT B., JÄDERBERG L., LEMNELL P.A., MARTINSSON B., SKÖLD K. & J.E. SWENSON (1994): Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. — Ecology **75** (4): 213–224.

LONEUX M. (2000): Modelisation de l´influence du climat sur les fluctuations de population du Tetras lyre *Tetrao tetrix* en Europe. — Cahiers d'Ethologie **20** (2-3-4): 191-216.

LÜTKEPOHL M. (1995): Die Situation des Birkhuhns im Naturschutzgebiet „Lüneburger Heide". — Naturschutzreport **10**/1995: 159–166.

MAGNANI Y. (o.J.): Influence directe des infrastructures touristiques sur la predation des nids de Tetras-lyre (*Lyrurus tetrix* L.). — Manuskript, 7–11.

MARCSTRÖM V., KENWARD R.E. & E. ENGREN (1988): The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. — J. Anim. Ecol. **57**: 859–872.

MARGULES C.R. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in der Praxis. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 258–273.

MARJAKANGAS A. (1984): Roosting behaviour and thermal environment of the black grouse, *Tetrao tetrix*, in winter. — Finnish Game Res. **42**: 40.

MARJAKANGAS A. (1990): A suggested antipredator function for snow-roosting behaviour in the Black Grouse *Tetrao tetrix*. — Ornis Scandinavica **21**:1/77–78.

MARJAKANGAS A. (1992): Winter activity patterns of the Black Grouse *Tetrao tetrix*. — Ornis Fennica **69**: 184–192.

MARSHALL K. & G. EDWARDS-JONES (1998): Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. — Biodiversity and Conservation **7**: 275–296.

MARTI C. (1985): Unterschiede in der Winterökologie von Hahn und Henne des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Aletschgebiet (Zentralalpen). — Orn. Beob. **82**: 1–30.

MARTI C. (1988): Das Birkhuhn in den Alpen – ein ökologischer Vergleich mit fennoskandischen und norddeutschen Populationen. — NNA-Berichte – 1/Heft **2**, 1988: 117–120.

MARTI C. (1995): Das schweizerische Auerhuhn-Schutzprojekt. — Naturschutzreport **10**/1995: 47–56.

MARTI C. & H.R. PAULI (1985): Wintergewicht, Masse und Altersbestimmung in einer alpinen Population des Birkhuhns *Tetrao tetrix*. — Orn. Beob. **82**: 231–241.

MARTI C. & N. PICOZZI (1997): Capercaillie *Tetrao urogallus*. — In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (Eds): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London: 204–205.

MATJUSCHKIN E. (1978): Der Luchs – *Lynx lynx*. — Die Neue Brehm-Bücherei. — A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

MAYER G. (1967): Areal und Arealveränderungen von Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) und Birkhuhn (*Lyrurus tetrix* L.) in Oberösterreich. — Monticola **1**: 101–120.

MAYER G. (1978): Das Haselhuhn in Oberösterreich. — Jb. Oö. Mus.-Ver. **123**: 291–309.

MAYER G. (1991): Revision der Bewertungen der Brutvögel Oberösterreichs. — Jb. OÖ. Mus.-Ver. **136**: 361–395.

MAYER G.TH. (1997): Die Vögel des mittleren Steyrtales (Oberösterreich) und angrenzender Gebiete. Nach Aufzeichnungen von J. Zeitlinger. — Jb. OÖ. Mus.-Ver. **124/I**: 421–445.

MAYER H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. — 4. Aufl. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 1-522.

MCCLEERY R.H. & C.M. PERRINS (1991): Effects of predation on the numbers of Great Tits *Parus major*. In: PERRINS C.M., LEBRETON J.-D. & G.J.M. HIRONS (Eds): Bird Population Studies. Relevance to conservation and management: 129–147.

MEBS TH. & W. SCHERZINGER (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. — Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart: 1–396.

MEBS TH. & D. SCHMIDT (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. — Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG, Stuttgart: 1–495.

MENONI E., LEVET M. & P. LANDRY (1996): Cartographie de l'habitat du Grand Tétras *Tetrao urogallus* en France un example d´application: Effet de sa fragmentation sur une population Pyrénéenne. — Alauda **64**: 239–248.

MIESLINGER N. (1994): Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* in den östlichen Chiemgauer Alpen. — Monticola **7**: 110–113.

MIKUSINSKI G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. — Vogelwelt **118**: 277–283.

MIQUET A. (1990): Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated Cables. — Biol. Cons. **54**: 349–355.

MØLLER A.P. (1989): Nest site selection along field-woodland ecotones: the effect of nest predation. — Oikos **56** (2): 240–246.

MØLLER A.P. (1991): Clutch size, nest predation, and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. — Ecology **72**: 1336–1349.

MOLLET P., BADILATTI B., BOLLMANN K., GRAF R.F., JENNY H., MULHAUSER B., PERRENOUD A., RUDMANN F., SACHOT S. & J. STUDER (2003): Verbreitung und Bestand des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in der Schweiz 2001 und ihre Veränderungen im 19. und 20. Jahrhundert. — Orn. Beob. **100**: 67–86.

MÖNKKÖNEN M. & R. TORNBERG (2003): Trade-offs and optimal territory location under predation risk. — Vogelwarte **42**: 107.

MÖNKKÖNEN M., TORNBERG R. & P. VÄISÄNEN (2000): Proximity to Goshawk nest may reduce predation rates on bird´s nests. — Wildlife in Finland **46**: 27–36. (In Finnish with English summary.)

MÖNKKÖNEN M., HUSBY M., TORNBERG R., HELLE P. & R.L. THOMSON (2007): Predation as a landscape effect: the trading off by prey species between predation risks and protection benefits. — J. Anim. Ecol. **76**: 619–629.

MOSS R. (1986): Rain, breeding success and distribution of Capercaillie *Tetrao urogallus* and Black Grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. — Ibis **128**: 65–72.

MÜHLENBERG M. (1993): Freilandökologie. 3., überarbeitete Auflage. — Quelle & Meyer, UTB, Heidelberg, Wiesbaden: 1–512.

MÜHLENBERG M. & J. SLOWIK (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. — Quelle & Meyer, UTB, Wiesbaden: 1–312.

MULHAUSER B. & S. SANTIAGO (2003): Le dénombrement des populations de Gélinotte des bois *Bonasa bona1sia* par couplage de la méthode du rappel et de la recherche d'indices. — Alauda **71**: 227–235.

MÜLLER F. (1973): *Tetrao urogallus* Linné 1758 – Auerhuhn. — In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliformes und Gruiformes. Aula Verlag, Wiesbaden: 172–225.

MÜLLER F. (1995): Zur Situation des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in der Rhön. — Naturschutzreport **10**/1995: 135–142.

MÜLLER F. & K.-H. KOLB (1997): Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) – Leitart der offenen Kulturlandschaft in der Hohen Rhön. — Artenschutzreport **7**: 29–37.

NEWTON I. (1993): Predation and limitation of bird numbers. — In: POWER D.M. (Ed.): Current Ornithology, Vol. **11**, Plenum Press, New York: 143–198.

NEWTON I. (1998): Population Limitation in Birds. — Academic Press, San Diego: 1–597.

NILSSON S. G. (1979): Density and species richness of some forest bird communities in South Sweden. — Oikos **33**: 392–401.

NORRDAHL K. & E. KORPIMÄKI (1995): Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. — Oecologia **103**: 241–248.

NORRDAHL K. & E. KORPIMÄKI (1996): Do nomadic avian predators synchronize population fluctuations of small mammals? A field experiment. — Oecologia **107**: 478–483.

NORRDAHL K., SUHONEN J., HEMMINKI O. & E. KORPIMÄKI (1995): Predator presence may benefit: kestrels protect curlew nests against nest predators. — Oecologia **101**: 105–109.

NORRIS K. (2004): Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. — J. Applied Ecology **41**: 413–426.

NP RISNJAK & JIVTOUR (1993): Nationalpark Risnjak Kroatien. Zagreb 1993: 1–48.

ODDEN M., WEGGE P., ELIASSEN S. & M.H. FINNE (2003): The influence of sexual size dimorphism on the dietary shifts of Capercaillie *Tetrao urogallus* during spring. — Ornis Fennica **80**: 130–136.

OKARMA H. & D. LANGWALD (2002): Der Wolf: Ökologie, Verhalten, Schutz. 2., neubearb. Aufl. — Parey, Berlin: 1–167.

OKOLOW C. (1999): Schutz der Biodiversität und der natürlichen Prozesse sowie Probleme der Wiederherstellung von geschützten Ökosystemen im Nationalpark von Bialowieza (Polen). — Naturschutzreport **16**/1999: 61–71.

ORMEROD S.J. (2002): Applied issues with predators and predation: editors's introduction. — J. Appl. Ecol. **39**: 181–188.

PAKKALA T., KOUKI J. & J. TIAINEN (2006): Top predator and interference competition modify the occurrence and breeding success of a specialist species in a structurally complex forest environment. — Annales Zoologici Fennici **43**: 137-164.

PALOMARES F., GAONA P., FERRERAS P. & M. DELIBES (1995): Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: An example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. — Cons. Biol. **9** (2): 295–305.

PAULI H.-R. (1974): Zur Winterökologie des Birkhuhns *Tetrao tetrix* in den Schweizer Alpen. — Orn. Beob. **71**: 247–278.

PAVLUSCHICK T., TCHERCAS N. & M. NIKIFOROV (1999): Current status of Capercaillie *Tetrao urogallus* populations in Southern Belarus. — Vogelwelt **120**, Suppl.: 231–233.

PECH R.P., SINCLAIR A.R.E., NEWSOME A.E. & P.C. CATLING (1992): Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. — Oecologia **89**: 102–112.

PECHACEK P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. — Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht **31**: 1–181.

PETTY S.J. (2000): Capercaillie: A Review of Research Needs. — A Report to the Scottish Executive, Forestry Commission, and Scottish Natural Heritage. http://www.scotland. gov.uk/library3/environment/crrn-00.asp

PICOZZI N., CATT D.C. & R. MOSS (1992): Evaluation of capercaillie habitat. — J. Applied Ecology **29**: 751–762.

PIECHOCKI R. (1991): Der Turmfalke *Falco tinnunculus.* — Neue Brehm-Bücherei 116, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 7. Aufl.: 1–164.

PIECHOCKI R. & R. MÄRZ (1985): Der Uhu *Bubo bubo.* — Neue Brehm-Bücherei 108, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 5. Aufl.: 1–127.

PLASS J., WIESINGER U.B. & G. HASLINGER (1994): Der Uhu (*Bubo bubo*) in Oberösterreich. — Öko.L **16**/4: 3–18.

PLONER R. (2000): Die potenzielle und aktuelle Verbreitung von Schnee-, Stein- und Birkhuhn im Naturpark Sextener Dolomiten. — Endbericht Pilotstudie Rauhfußhühner im Naturpark Sextener Dolomiten. Dezember 2000: 1–43.

PORKERT J. (1976): Methoden zur Untersuchung der Fortpflanzungsbiologie bedrohter Tetraonidenpopulationen (Aves: Galliformes). — Vestnik cescoslovenske spolecnosti zoologicke XL 1: 41–52.

PORKERT J. (1995): Nebelfrostdeposition, Heidelbeerrückgang, Auftreten von Rackelhühnern – Begleiterscheinungen des Aussterbens von Auerhuhn (*Tetrao urogallus)* und Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) im Orlicke Hory (Adlergebirge), Tschechien. — Naturschutzreport **10**/1995: 173–182.

PRÄSENT I. (1997a): Haselhuhn *Bonasa bonasia* (L.). — In: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz: 120–121.

PRÄSENT I. (1997b): Auerhuhn *Tetrao urogallus* L. — In: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.; 1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz: 126–127.

PSEINER K. (1983): Zur Ökologie des Auerwildes in Kärnten. — Diss. Univ. Wien: 1–115.

PUCEK Z., JEDRZEJEWSKI W., JEDRZEJEWSKA B. & M. PUCEK (1993): Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. — Acta Theriologica **38**: 199–232.

PÜHRINGER N. (1996a): Erste Ergebnisse zur Ernährung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den oberösterreichischen Kalkvoralpen. — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 81–94.

PÜHRINGER N. (1996b): Felsbrütende Vogelarten im Sengsengebirge. — Unpubl. Bericht, Nationalpark Kalkalpen, Molln.

RAJALA P. (1974): The structure and reproduction of finnish populations of capercaillie, *Tetrao urogallus*, and black grouse, *Lyrurus tetrix*, on the basis of late summer census data from 1963-66. — Finnish Game Research **35**: 1–51.

RAMANZIN M., BOTAZZO M., FUSER S. & F. COMINATO (2000): Summer Habitat Selection by Black Grouse in the Belluno Province (Eastern Italian Alps). — Cahiers d'Ethologie, 2000, **20** (2-3-4): 461–472.

RANDLER C. (1993): Turmfalke (*Falco tinnunculus*) versucht ein adultes Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*) zu schlagen. — Egretta **36**: 42–43.

RATCLIFFE D.A. (1993): The Peregrine Falcon. — Second Edition, T. & A. D. Poyser, London: 1–454.

RATCLIFFE D.A. (1994): Die Auswahl von für den Naturschutz wichtigen Gebieten in Großbritannien: Der Ansatz des Nature Conservancy Council. — In: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 83–101.

REDPATH S.M. (1991): The impact of hen harriers on red grouse breeding success. — J. Appl. Ecol. **28**: 659–671.

REDPATH S.M. & S.J. THIRGOOD (1999): Numerical and functional responses in generalist predators: hen harriers and peregrines on Scottish grouse moors. — J. Anim. Ecol. **68**: 879–892.

REISETBAUER H. (2007): Umgang mit Beutegreifern in Oberösterreich. — 13. österr. Jägertagung, 13. und 14. Februar 2007, HBLFA Raumberg-Gumpenstein: 59–60.

REMMERT H. (1992): Ökologie. Ein Lehrbuch. — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

RHIM S.-J. & W.-S. LEE (2004): Seasonal changes in territorial behaviour of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in a temperate forest of South Korea. — J. Ornithol. **145**: 31–34.

RICHARZ K., BEZZEL E. & M. HORMANN (2001): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula, Wiebelsheim: 1–630.

RINGLER A. (1987): Gefährdete Landschaft. Lebensräume auf der Roten Liste. — BLV Verlagsgesellschaft, München: 1–195.

ROHNER C. (1995): Great horned owls and snowshoe hares: what causes the time lag in the numerical response of predators to cyclic prey? — Oikos **74**: 61–68.

ROHNER C. (1996): The numerical response of great horned owls to the snowshoe hare cycle: consequences of non-territorial „floaters" on demography. — J. Anim. Ecol. **65**: 359–370.

ROHNER C. & C.J. KREBS (1996): Owl predation on snowshoe hares: consequences of antipredator behaviour. — Oecologia **108**: 303–310.

ROLSTAD J. & P. WEGGE (1987): Habitat characteristics of Capercaillie Tetrao urogallus display grounds in southeastern Norway. — Holarctic Ecology **10**: 219–229.

ROLSTAD J. & P. WEGGE (1989): Effects of Logging on Capercaillie (*Tetrao urogallus*) — Leks. Scand. J. For. Res. **4**: 129–135.

ROLSTAD J. & P. WEGGE (1990): Capercaillie habitat: a critical assessment of the role of old forest. — In: LOVEL, T. & P. HUDSON (eds.): 4th international grouse symposium, Lam, West Germany, September 1987: 33–47.

RYTKÖNEN S., KUOKKANEN P., HUKKANEN M. & K. HUHTALA (1998): Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. — Ornis Fennica **75**: 77–87.

SAARI L., ÅBERG J. & J.E. SWENSON (1998): Factors Influencing the Dynamics of Occurence of the Hazel Grouse in a Fine-Grained Managed Landscape. — Conservation Biology **12**: 586–592.

SACKL P. & J. DÖLTLMAYR (1996): Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus *Bubo bubo* im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 33–45.

SACKL P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. — Austria Medien Service, Graz: 1–432.

SANIGA M. (1999): Population dynamics of Capercaillie *Tatrao urogallus* on leks in Central Slovakia in the period 1981-1997. — Vogelwelt **120**, Suppl.: 235–240.

SANIGA M. (2002): Saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl des Auerhuhns *Tetrao urogallus* in den Westkarpaten. — Vogelwelt **123**: 25–32.

SANIGA, M. (2003): Clutch and chick losses in model forst-dwelling birds in the West Carpathians. Vogelwelt **124**: 103–108.

SAUBERER N. (2007): Kann ein Schutzgebietssystem die Biodiversität sichern? — Natur & Land **1/2-2007**: 22–28.

SCHATT J. (1995): La Gélinotte des Bois dans l´Ain. Densité, sex-ratio, réproduction. — Alauda **63**: 253–271.

SCHATZ H. (1992): Beurteilung der Habitat- und Populationsveränderungen des Auerwildes (*Tetrao urogallus major*) in der Forstverwaltung Meran, Stainz. — Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien: 1–111.

SCHERINI G.C. (1999): Die Erhaltung und Kontrolle des Alpen-Schneehuhns.–Tag.ber. Alpen-Schneehuhn i. d. Alpen. — WWF Sektion Bozen /LIPU Sektion Bozen.

SCHERZINGER W. (1976): Rauhfuß-Hühner. — Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 2: 1–71.

Scherzinger W. (1977): Das Haselhuhn. — In: Lindner A. (Ed.) (1977): Die Waldhühner. Naturgeschichte, Ökologie, Verhalten, Hege und Jagd. — P. Parey, Hamburg u. Berlin: 108–132.

Scherzinger W. (1979): Zum Feindverhalten des Haselhuhnes (*Bonasa bonasia*). — Vogelwelt **100**: 205–217.

Scherzinger W. (1980): Habicht. Sündenbock der Landwirtschaft? — Nationalpark **26**: 15–19.

Scherzinger W. (1981a): Stimminventar und Fortpflanzungsverhalten des Haselhuhns *Bonasa bonasia*. — Orn. Beob. **78**/2: 57–86.

Scherzinger W. (1981b): Zur Verbreitung des Schwarzspechtes (*Dryocopus martius*) im Nationalpark Bayerischer Wald. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **20**: 51–67.

Scherzinger W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. — Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 12: 1–188.

Scherzinger W. (1988): Vom Kulturfolger zum Kulturflüchter – Das Birkhuhn im inneren Bayerischen Wald. — NNA-Berichte **1**/2: 114–117.

Scherzinger W. (1990): Auf „Kontrollgang" im Nationalpark. — Nationalpark **1990/3**: 40–45.

Scherzinger W. (1992): Wiederansiedlungsversuche im Nationalpark Bayerischer Wald zur Faunen-Renaturierung. — Falke **39**: 114–122.

Scherzinger W. (1995a): Der große Sturm, wie meistern Tiere diese „Katastrophe"? — In: 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Berichte über die wissenschaftliche Beobachtung der Waldentwicklung (Wd.: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald), Neuschönau: 146–184.

Scherzinger W. (1995b): Faunistisch-ökologische Kartierungen heimischer Wirbeltiere und deren Interpretation für den Artenschutz. — VL WS 1995/96, Univ. Salzburg.

Scherzinger W. (1996a): Naturschutz im Wald. — E. Ulmer, Stuttgart: 1–447.

Scherzinger W. (1996b): Walddynamik und Biotopansprüche des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 5–16.

Scherzinger W. (1997): Tun oder Unterlassen? Aspekte des Prozessschutzes und Bedeutung des „Nichts-Tuns" im Naturschutz. — Laufener Seminarbeitr. **1**/97: 31–44.

Scherzinger W. (1998): Sind Spechte „gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? — Vogelwelt **119**: 1–6.

Scherzinger W. (1999a): II-5.1 Mosaik-Zyklus-Konzept. — In: Konold, W., R. Böcker & U. Hampicke (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Theorien und Konzepte: 1–12.

Scherzinger W. (1999b): Steuergrößen natürlicher Waldentwicklung. – Welche Rolle spielt die Tierwelt? — Naturschutzreport **16**/1999: 72–86.

Scherzinger W. (2002): Bewirtschaftung – Biotoppflege – Vollschutzgebiete. Konzepte zur Lebensraumsicherung waldbewohnender Großvogelarten. — Carinthia II **192**./112. Jg.: 11–32.

Scherzinger W. (2003): Artenschutzprojekt Auerhuhn im Nationalpark Bayerischer Wald von 1985-2000. — Nationalpark Bayerischer Wald Wissenschaftliche Reihe/ Heft 15. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald: 1-130.

Scherzinger, W. (2005a): Auerhuhn *Tetrao (u.) urogallus*. — In: Bezzel E., Geiersberger I., v. Lossow G. & R. Pfeifer (Bearb., 2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Hrsg. v. Bayr. Landesamt f. Umweltsch., Orn. Ges. in Bayern, Landesbund für Vogelschutz Bayern. Ulmer Verlag, Stuttgart: 118–119.

Scherzinger W. (2005b): Haselhuhn *Bonasa (b.) bonasia*. — In: Bezzel E., Geiersberger I., v. Lossow G. & R. Pfeifer (Bearb., 2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Hrsg. v. Bayr. Landesamt f. Umweltsch., Orn. Ges. in Bayern, Landesbund für Vogelschutz Bayern. Ulmer Verlag, Stuttgart: 112–113.

Scherzinger W. (2005c): Welche Natur wollen wir schützen – und warum? — Wissenschaft & Umwelt 2005, Interdisziplinär Nr. **9**: 3–19.

Scherzinger W. (o.J.): Interpretation einer Bestandsaufnahme an Auerhühnern im Nationalpark Bayerischer Wald. — Allg. Forst Zeitschr. **39**.

Schmalzer A. (1988): Birkhühner im Mühlviertel. Aufstieg und Untergang. — In: Das Mühlviertel. Natur. Kultur. Leben. Katalog zur oö. Landesausstellung im Schloß Weinberg bei Kefermarkt, Beiträge: 199–204.

Schmalzer A. (1995): Zur Situation einer Birkhuhnrestpopulation im österreichischen Anteil der Böhmischen Masse (Mühl- und Waldviertel). — Naturschutzreport **10**/1995: 195–202.

Schmalzer A. (o.J.): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im österreichischen Mühl- und Waldviertel seit 1990. — Typoskript: 1–5.

Schmiegelow F.K.A. & M. Mönkkönen (2002): Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. — Ecological Applications **12**(2): 375–389.

Schmitz L. (1997): Black Grouse *Tetrao tetrix*. In: Hagemeijer W.J.M. & M.J. Blair (Eds): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London: 200–201.

Schreiber K.-F. (2000): Überlegungen zum Einfluss der Großwildfauna auf die Landschaft im Holozän. — Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. **18**, Entwicklung der Umwelt seit der letzten Eiszeit: 77–89.

Schröder W., Schröder J. & W. Scherzinger (1982): Über die Rolle der Witterung in der Populationsdynamik des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*). — J. Ornithol. **123**: 287–296.

Schroth K.-E. (1994): Lebensräume des Auerhuhns im Nordschwarzwald – dargestellt am Beispiel der Kaltenbronner Wälder. — Naturschutzreport **10**: 27–45.

Schulenburg J. (1991): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. — Artenschutz, Heft **1/1991**: 47–51.

Schulze E.-D. (1999): Biodiversität und Ökosystemfunktionen in den laubabwerfenden Wäldern der gemäßigten Zone. — Naturschutzreport **16**/1999: 18–45.

Schuster A. & W. d'Oleire-Oltmanns (1994): Die Verbreitung des Birkhuhns (*Lyrurus tetrix*) in einer anthropogen überprägten Alpenlandschaft. — Verh. Ges. Ökol. **23**: 95–100.

Segelbacher G. & G. Steinbrück (2001): Bird faeces for sex identification and microsatellite analysis. — Vogelwarte **41**: 139–142.

Segelbacher G., Wegge P., Sivkov A.V. & J. Höglund (2007): Kin groups in closely spaced capercaillie leks. — J. Ornithol. **148**: 79–84.

Selås V. (1989): (Prey selection in the Goshawk during the breeding season.) — Fauna **42**: 104–110.

Selås V. (1993): Selection of avian prey by breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in southern Norway: The importance of size and foraging behaviour of prey. — Ornis Fennica **70**: 144–154.

Selås V. (1998): Does food competition from red fox (*Vulpes vulpes*) influence the breeding density of goshawk (*Accipiter gentilis*)? Evidence from a natural experiment. — J .Zool., Lond. **246**: 325–335.

Selås V. (2000): Population dynamics of capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to bilberry *Vaccinium myrtillus* production in southern Norway. — Wildl. Biol. **6**: 1-11.

Selås V. (2003): Vulnerability of Black Grouse (*Tetrao tetrix*) hens to Goshawk (*Accipiter gentilis*) predation in relation to vole cycles. — J. Ornithol. **144**: 186-196.

Selås V., Soderud G.A., Histol T. & O. Hjeljord (2001): Synchrony in short-term fluctuations of moose calf body mass and bank vole population density supports the mast depression hypothesis. — Oikos **92**: 271–278.

Selås V. & J.O. Vik (2006): Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897-1976. — J. Zool. **269**: 299–308.

Sergio F., Marchesi L. & P. Pedrini (2003): Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. — J. Anim. Ecol. **72** (5): 232–245.

Simberloff D. (1994): Die Konzeption von Naturreservaten. — In: Usher, M. B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 274–291.

Sinclair A.R.E., Fryxell J.M. & G. Caughley (2006): Wildlife Ecology, Conservation, and Management. — Second Edition. Blackwell, Malden, Oxford, Carlton: 1–469.

Solonen T. (1997): Effect of Sparrowhawk *Accipiter nisus* predation on forest birds in southern Finland. — Ornis Fennica **74**: 1–14.

Sonerud, G. A. (1992): Functional responses of birds of prey: biases due to the load-size effect in central place foragers. Oikos **63**: 223–232.

Spidso T.K., Hjeljord O. & J.G. Dokk (1997): Seasonal mortality of black grouse *Tetrao tetrix* during a year with little snow. — Wildl. Biol. **3**: 205–209.

Spitzenberger F. (1995): Nationalpark Kalkalpen. Auswirkungen der beabsichtigten Flächenamputation auf den Auerhuhnbestand (*Tetrao urogallus*). — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **3** (2): 84–87.

Spitzenberger F. (2001): Die Säugetierfauna Österreichs. — Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Bd. 13: 1–895.

Spitzer G. (1987): Raumorganisation und Populationsstruktur beim Auerhuhn in den niederösterreichischen Alpen. — Zool. Jb. Syst. **114**: 343–386.

Stadler S., (1994): Die Brutvogelfauna dreier ausgewählter Waldbereiche des Sengsengebirges. Stand 1992. — Jahresberichte 1994. Nationalpark Kalkalpen: 1–55.

Steiner H. (1997a): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Spitzenkonsument in der Kulturlandschaft – Wechselwirkungen mit Witterung, Vegetation, Säugetier- und Vogelgemeinschaften sowie Mensch. — Diplomarbeit, Prof. W. Scherzinger, Univ. Salzburg: 1–129.

Steiner H. (1997b): Die Mäusegradation (*Rodentia*) in den Kalkalpen 1996 wirkte sich auch auf Sperber (*Accipiter nisus*) aus. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **5**: 15–19.

Steiner H. (1997c): Sperber. Habicht. Steinadler. In: Aubrecht G. & M. Brader (Hrsg.): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Sonderband: 41–45.

Steiner H. (1998a): Faunistische Nachweise durch die Methode der Rupfungssuche auf der südlichen Traun-Enns-Platte. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **6/2**: 23–27.

Steiner H. (1998b): Wald und Greifvögel. Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. — Dissertation, Prof. W. Scherzinger, Univ. Salzburg: 1–175.

Steiner H. (1999a): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. — Egretta **41**/2: 132–135.

Steiner H. (1999b): Das Pilotprojekt "Monitoring der oö. Kulturlandschaft mit Greifvögeln". — Öko.L **21**/4: 10–20.

Steiner H. (1999c): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluss von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*). — Stapfia (Linz) **62**: 1–74.

Steiner H. (1999d): Der Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in den oberösterreichischen Kalkalpen. — Egretta **42**: 122–135.

Steiner H. (1999e): Reproduction and diet of Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in relation to forest fragmentation. Buteo, Suppl. (1999): 32.

Steiner H. (1999f): Erfolgschancen einer Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis macroura*) in Österreich. Wissenschaftliche Erfolgsprognose, vorläufige Abschätzung. — WWF Artenschutz, Studie 40. Im Auftrag von EGS – Verein für Eulen- und Greifvogelschutz Österreich. Wien: 1–57.

Steiner H. (1999g): Integriertes Biomonitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft. Teil 1: Was leisten verschiedene Monitoring-Konzepte? — Informativ **16**: 6–7.

Steiner H. (1999h): Sozialverhalten beeinflusst Verwundbarkeit von Eichelhähern (*Garrulus glandarius*) bei Sperberangriffen (*Accipiter nisus*). — Vogelwarte **40**: 138–139.

Steiner H. (1999i): Ursachen und ökosystemare Folgen des Beutegreifer-Mangels in West- und Mitteleuropa. — Informativ **14**/Juni 1999: 12–13.

Steiner H. (1999j): Ursprünglicher und heutiger Wald aus Sicht eines Spitzenprädators (Wespenbussard, *Pernis apivorus*). — Öko.L **21/1**: 17–24.

Steiner H. (1999k): Was Krähen mit Greifvögeln zu tun haben. — Natur u. Land **6**/1999: 6–13.

Steiner H. (2000a): Ökologie von Stadt, Kulturlandschaft und alpinem Wald: Schlaglichter zur Landschaftsdynamik anhand der Sperber-Ernährung (*Accipiter nisus*). — Vogelkdl. Nachr. OÖ., 2000, Sonderband: 115–135.

Steiner H. (2000b): Integriertes Biomonitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft. Teil 2: Überwachung des Artenverlustes und der Monotonisierung der Landschaft. — Informativ **18**: 8.

Steiner H. (2000d): Sind Schutzgebiete und Rote Listen zur Bewältigung von Naturschutz und Landschaftsplanung ausreichend? — Öko.L **22**/1: 26–36.

Steiner H. (2000e): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). — J. Ornithol. **141**: 68–76.

Steiner H. (2000f): Habitatstudie und Gebietsauswahl zur Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. — WWF Artenschutz, Studie 43. Wien: 1–80.

Steiner H. (2001): Von Wäldern und Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. — Öko.L **23**/2: 14–22.

Steiner H. (2002a): Abgrenzungsvorschlag Important Bird Area „Nördliche Kalkalpen". Anhang-1-Arten der Vogelschutzrichtlinie, Verbreitung, Lebensräume, Gefährdungsursachen, Eingriffsbewertung für Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Tourismus, Gebietsabgrenzung. — I. A. von BirdLife Österreich und der Naturschutzabteilung der oö. Landesregierung, Linz: 1–55 + Anhang.

Steiner H. (2002b): Stellungnahme des IFÖN. OÖ. zu: „Wildökologisches Gutachten zum Liftzusammenschluss Hochkrimml-Königsleiten" (Büro für Wald- und Wildökologie, regionale Landnutzung und Umweltplanung, Jänner 2002). — Im Auftrag der Landesumweltanwaltschaft Salzburg, April 2002: 1-12.

Steiner H. (2002c): Spechte als Anhang 1-Arten der Vogelschutzrichtlinie. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. 10/1: 45–48.

Steiner H. (2003a): Vogelschutz im Wald. — In: Brader M. & G. Aubrecht (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia **7**, zugleich Kataloge der Oberösterreichischen Landesmuseen N. F. 194: 517–524.

Steiner H. (2003b): Wald-Greifvögel bei Waldarmut: Ernährung, Konkurrenz und Revierqualität in Oberösterreich. — Verein Thüringer Ornithologen e.V., Mitt. und Inf. **23**: 7-8.

Steiner H. (2003c): Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge: Vergleich der Ökologie und Einnischung. — 4. europäisches Eulensymposium, Dornbirn, Oktober 2003: 68.

Steiner H. (2004a): Auerwild-Hege in den Kalkalpen ist lohnend. — Der OÖ. Jäger **102**: 24–26.

Steiner H. (2004b): Ornithologisches und wildtierökologisches Fachgutachten über Auswirkungen der Errichtung von 30 Windenergieanlagen durch die Energiewerkstatt GmbH. im Kobernaußerwald („Windpark Silventus"). — Im Auftrag von Energiewerkstatt GmbH, Katztal 37, A-5222 Munderfing. 31. Juli 2004.

Steiner H. (2004c): Gutachten: Abdeckung von Populationen des Anhang 1 der Bird Directive durch bisher nominierte SPAs in der alpinen Region Österreichs. — Im Auftrag des WWF Österreich. 2 Tab., 1 Abb.: 1–10.

Steiner H. (2004d): Naturschutzfachliche Anforderungen an Windrad-Gutachten. — Natur & Land 4/2004: 1.

Steiner H. (2005a): Bestände von „Anhang-1-Arten" der „Vogelschutzrichtlinie" im Important Bird Area „Nördliche Kalkalpen". – Vogelkdl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell **13**/2: 163–186.

Steiner H. (2005b): Anregungen für alpinen Vogelschutz. — Öko.L **27**/4: 3–12.

Steiner H. (2005c): Habicht (*Accipiter gentilis*). — In: Uhl, H., N. Pühringer, H. Steiner & W. Weißmair: Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ. Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung – Naturschutzabteilung, Linz, Dezember 2005, BirdLife Österreich: 49–54.

Steiner H. (2005d): Steinadler (*Aquila chrysaetos*). — In: Uhl H., Pühringer N., Steiner H. & W. Weißmair: Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ. Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung – Naturschutzabteilung, Linz, Dezember 2005, BirdLife Österreich: 54–61.

Steiner H. (2005e): Uhu (*Bubo bubo*). — In: Uhl H., Pühringer N., Steiner H. & W. Weißmair: Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ. Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung – Naturschutzabteilung, Linz, Dezember 2005, BirdLife Österreich: 99–104.

Steiner H. (2005f): Auerhuhn (*Tetrao urogallus*). — In: Uhl H., Pühringer N., Steiner H. & W. Weißmair: Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ. Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung – Naturschutzabteilung, Linz, Dezember 2005, BirdLife Österreich: 67–71.

Steiner H. (2006a): Ökologische Prinzipien für alpinen Vogelschutz – Review und Diskussion. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell **14**/1: 31–46.

Steiner H. (2006b): Der Steinadler als Schutzziel und ökologischer Faktor in Oberösterreich. — Öko.L **28**/1: 24–32.

Steiner H. (2007): Bewertung der Lebensräume im Wildnisgebiet Dürrenstein sowie im Natura 2000-Gebiet Ötscher-Dürrenstein im Hinblick auf ihre Tauglichkeit für die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). — Im Auftrag von Wildnisgebiet Dürrenstein: 1–29.

Steiner H. & N. Pühringer (2003): Ein seltener Gast. Schlangenadler im Nationalpark. — Natur im Aufwind **43**: 14–15.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2002): Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen. Bestände, Lebensraum und Management. Mit einem Anhang über Eulen, Spechte und Rote-Liste-Arten. — 2. Zwischenbericht. Unveröff. Studie i. A. d. Nationalpark Kalkalpen Ges.m.b.H. und der Europäischen Union, Life-Projekt: 1–143 + Anhang.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2003a): Raufußhühner im Nationalpark Kalkalpen. Ein Leben wie im Paradies? — Natur im Aufwind **43**: 6–11.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2003b): Wo die Raufußhühner balzen. — Forschungsergebnisse aus den Kalkalpen. Nationalpark (Grafenau) **120**, 2/2003: 16–19.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2003c): Bestandserhebung Raufußhühner. Forschung im Nationalpark 2002. — Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft: 41–44.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2005a): Schutz für Raufußhühner – aber wie? — Vogelkdl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell **13**(1): 1–32.

Steiner H., Schmalzer A. & N. Pühringer (2005b): Neue Grundlagen für den Auerhuhn-Schutz. — Öko.L. **27**/3: 27–32.

Steiner H., Haslinger G., Jiresch W., Pühringer N. & S. Stadler (2006): Ökologische Nische und Naturschutz: Das Beispiel Greifvögel und Eulen in Wald und Gebirge. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell **14**/1: 1–30.

Steiner H. & C. Deschka (2006): Integriertes Greifvogel-Monitoring 1990-2003 in Oberösterreich. — In: Gamauf A. &. H.-M. Berg (Hrsg.): Greifvögel & Eulen in Österreich. Naturhistorisches Museum, Wien: 113–142.

STORAAS T., KASTDALEN L. & P. WEGGE (1999): Detection of forest grouse by mammalian predators: a possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. — Wildl. Biol. **5**: 187–192.

STORAAS T., WEGGE P. & L. KASTDALEN (2000): Weight-related renesting in capercaillie *Tetrao urogallus*. — Wildl. Biol. **6**: 299–303.

STORCH I. (1993a): Patterns and strategies of winter habitat selection in Alpine Capercaillie. — Ecography **16**: 351–359.

STORCH I. (1993b): Forest structure, landscape mosaic, and Capercaillie conservation: A Central European perspective. — Proceedings of the XXI IUGB Congress, August 1993, Halifax, Nova Scotia, Canada: 120–125.

STORCH I. (1994a): Habitat requirements of Capercaillie. — Int. Symp. Grouse **6**: 151–154.

STORCH I. (1994b): The role of bilberry in central European Capercaillie habitats. — Int. Symp. Grouse **6**: 116–120.

STORCH I. (1994c): Habitat and survival of Capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. — Biol. Conservation **70**: 237–243.

STORCH I. (1995a): Annual home ranges and spacing patterns of Capercaillie in Central Europe. — J. Wildl. Manage. **59**(2): 392–400.

STORCH I. (1995b): Auerhuhn-Schutz: Aber wie? Ein Leitfaden. — Wildbiologische Gesellschaft München e.V., Ettal, 2. Auflage: 1–25.

STORCH I. (1997a): The Importance of Scale in Habitat Conservation for an Endangered Species: The Capercaillie in Central Europe. In: J. A. BISSONETTE (Ed.): Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale. — Springer Verlag, New York: 310-330.

STORCH I. (1997b): The role of the metapopulation concept in conservation of European woodland grouse. — Wildl. Biol. **3**: 272.

STORCH I. (2002): On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers? — Conservation Ecology **6**(1): 6. (online) URL: http://www.consecol.org/vol6/iss1/art6/

STORCH I. & C. LEIDENBERGER (2003): Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. — Wildlife Biology **9**: 301–308.

STRAKA U. (1994): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge in den Jahren 1992 und 1993. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **2** (1): 36–48.

STRAKA U. (1996): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge (Oberösterreich, IBA Nördliche Kalkalpen) in den Jahren 1994 bis 1996. — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell **4** (2): 45–77.

STRAUSS E., SCHREIBER A. & T. WEITZEL (1995): Aspekte populationsgenetischer und morphometrischer Variabilität mitteleuropäischer Restbestände des Birkwildes. — Naturschutzreport **10**/1995: 203–226.

SUCHANT R. (1995): Die Zukunft des Auerhuhns in einer mitteleuropäischen Kulturlandschaft. — Naturschutzreport **10**/1995: 73–90.

SUHONEN J., NORRDAHL K. & E. KORPIMÄKI (1994): Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. — Ecology **75**: 1626–1634.

SULKAVA S., HUHTALA K., RAJALA P. & R. TORNBERG (1998): Changes in the diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957–96. — Ornis Fennica **76**: 1-16.

SUMMERS R.W., GREEN R.E., PROCTOR R., DUGAN D., LAMBIE D., MONCRIEFF R., MOSS R. & D. BAINES (2004): An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. — J. Applied Ecology **41**: 513–525.

SUNDE P., OVERSKAUG K. & T. KVAM (1999): Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? — Ecography **22**: 521 – 523.

SWENSON J.E. (1991a): Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. — Ornis Fennica **68**: 57–65.

SWENSON J.E. (1991b): Is the Hazel Grouse a poor disperser? — XXth Congress of the International Union of Game Biologists, Gödöllö, Hungary, Aug. 21-26, 1991: 347–352.

SWENSON J.E. (1992): Relative Altersbestimmung bei adulten Haselhühnern (*Bonasa bonasia*). — J. Ornithol. **133**: 209–212.

SWENSON J.E. (1993a): Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season: mutual benefits of a cooperative alliance. — Behavioural Ecology **4**: 14–21.

SWENSON J.E. (1993b): The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. — Ecography **16**: 37–46.

SWENSON J.E. (1995a): Habitat requirements of Hazel Grouse. — Proc. Int. Conf. Grouse **6**: 155–159.

SWENSON J.E. (1995b): The ecology of Hazel Grouse and management of its habitat. — Naturschutzreport **10**: 227–238.

SWENSON J.E. & B. OLSSON (1991): Hazel Grouse night roost site preferences when snow-roosting is not possible in winter. — Ornis Scandinavica **22**: 284–286.

SWENSON J.E. & D.A. BOAG (1993): Are Hazel Grouse *Bonasa bonasia* monogamous? — Ibis **135**: 463–467.

SWENSON J.E. & J. DANIELSEN (1991): Workshop summary: Status and conservation of the Hazel Grouse in Europe. — Ornis Scandinavica **22**: 297–298.

SWENSON J.E. & P. ANGELSTAM (1993): Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. — Can. J. Zool. **71**: 1303–1310.

SWENSON J.E. & Y. FUJIMAKI (1994): Hazel Grouse *Bonasa bonasia* group sizes and sex ratios in Japan and Sweden. — Ornis Fennica **71**: 43–46.

SWENSON J.E. & S.M. BRAINERD (1998): The influence of harvest technique on the sex ratio in Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) bags. — Gibier Faune Sauvage, Game Wildl. **15**: 247–257.

SWENSON J.E., ANDREEV A.V. & S.V. DROVETSKII (1995): Factors shaping winter social organization in Hazel Grouse *Bonasa bonasia*: a comparative study in the eastern and western Palearctic. — J. Avian Biology **26**: 4–12.

SWENSON J.E., SAARI L. & Z. BONCZAR (1994): Effects of weather on Hazel Grouse reproduction: an allometric perspective. — J. Avian Biology **25**: 8–14.

THIRGOOD S.J., REDPATH S.M., HAYDON D.T., ROTHERY P., NEWTON I. & P.J. HUDSON (2000): Habitat loss and raptor predation: disentangling long- and short-term causes of red grouse declines. — Proc. R. Soc. Lond. B **267**: 651–656.

THIRGOOD S.J., REDPATH S.M., ROTHERY P. & N.J. AEBISCHER (2000): Raptor predation and population limitation in red grouse. J. Anim. Ecol. **69**: 504–516.

Thirgood S.J., Redpath S.M., Campbell S. & A. Smith (2002): Do habitat characteristics influence predation on red grouse? – J. Appl. Ecol. **39**: 217–225.

Thoby A. (2006): Veränderungen der Greifvogelfauna in den Donau-Auen östlich von Wien, am Beispiel der Wälder im Gebiet des Nationalpark Donau-Auen. — Diplomarbeit, Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Universität Wien: 1–82.

Thomson R.L., Mönkkönen M. & J.T. Forsman (2003): Predation risk causing heterogeneity in boreal forests for small passerines. — Vogelwarte **42**: 107.

Tinbergen L. (1946): De Sperwer als roofvijand van zangvogels. — Ardea **34**: 1–213.

Tornberg R. (1997): Prey selection of the Goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season: The role of prey profitability and vulnerability. — Ornis Fennica **74**: 15–28.

Tornberg R. (2000): Effects of changing landscape structure on the predator-prey interaction between goshawk and grouse. — Thesis, Univ. Oulu. Oulu University Library.

Tornberg R. (2001): Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation on four forest grouse species in northern Finland. — Wildl. Biol. **7**: 245–256.

Tornberg R. & S. Sulkava (1991): The effect of changing tetraonid populations on the nutrition and breeding success of the goshawk (*Accipiter gentilis* L.) in northern Finland. — Aquilo Ser. Zool. **28**: 23–33.

Tornberg R. & A. Colpaert (2001): Survival, ranging, habitat choice and diet of the northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Northern Finland. — Ibis **143**: 41–50.

Tornberg R., Mönkkönen M. & M. Pahkala (1999): Changes in diet and morphology of Finnish goshawks from 1960s to 1990s. — Oecologia **121**: 369–376.

Tryjanowski P. (1997): Impact of predation on the evolution of European bird life histories. — TREE **12/1**: 33.

Türk R. (1998): Metamorphosen. Warum Natur- und Umweltschutz? — Natur u. Land **84**/4: 25–28.

Usher M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. — In: Usher, M. B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 17–47.

Usher M.B. & W. Erz (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. — UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 1–340.

Uttendörfer O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. — Neumann, Neudamm: 1–412.

Valkama J., Korpimäki E., Arroyo B., Beja P., Bretagnolle V., Bro E., Kenward R., Manosa S., Redpath S.M., Thirgood S. & J. Vinuela (2005): Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. — Biol. Rev. **80**: 171–203.

Valkeajärvi P. & L. Ijäs (1994): (Comparison of breeding success between fed and unfed black grouse in Central Finland). — Suomen Riista **40**: 98–109.

Viht E. (1995): Long-term studies of tetraonids in estonia. — Naturschutzreport **10**/1995: 63–72.

Watson A. & R. Moss (2004): Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. — Biol. Cons. **116**: 267–275.

Watson M., Aebischer N.J. & W. Cresswell (2007): Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. — J. Anim. Ecol. **76**: 211-221.

Webbon C.C., Baker P.J. & S. Harris (2004): Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. J. Applied Ecology **41**: 768–779.

Wegge P. (1984): Spacing pattern and habitat use of capercaillie hens in spring. — In: Hudson P. & T. Lovel (Eds): 3rd international grouse symposium, York, 1984: 261–281.

Wegge P. & J. Rolstad (1986): Size and spacing of capercaillie leks in relation to social behavior and habitat. — Behav. Ecol. Sociobiol. **19**: 401–408.

Wegge P. & B.B. Larsen (1987): Spacing of adult and subadult male common capercaillie during the breeding season. — Auk **104**: 481–490.

Wegge P. & T. Storaas (1990): Nest loss in capercaillie and black grouse in relation to the small rodent cycle in southeast Norway. — Oecologia **82**: 527–530.

Wegge P., Rolstad J. & I. Gjerde (1992): Effects of boreal forest fragmentation on capercaillie grouse: empirical evidence and management implications. — In: McCullough, D. R. & R. H. Barret (Eds): Wildlife 2001: Populations. Elsevier Sci. Publ., 1992: 738–749.

Wegge P., Larsen B.B., Gjerde I., Kastdalen L., Rolstad J. & T. Storaas (1990): Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeast Norway. — In: Lovel, T. & P. Hudson (eds.): 4th international grouse symposium, Lam, West Germany, September 1987: 8–14.

Wegge P., Kvalsgard T., Hjeljord O. & A.V. Sivkov (2003): Spring spacing behaviour of capercaillie *Tetrao urogallus* males does not limit numbers at leks. — Wildl. Biol. **9**: 283–289.

Wegge P., Storaas T., Larsen B.B., Bö T. & M. Kolstad (1981): Woodland grouse and modern forestry in Norway. A short presentation of a new telemetry project, and some preliminary results on brood movements and habitat preferences of capercaillie and black grouse. — Int. Symp. Grouse **2**.

Weiss H. (1995): Das Auerhuhn im Wirtschaftswald. — Naturschutzreport **10**/1995: 57–62.

Weselowski T. (1995): Ecology and Behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a Primaeval Temperate Forest (Bialowieza National Park, Poland). — Vogelwarte **38**/2: 61–75.

Weselowski T. & L. Tomialojc (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. — Acta orn. **22**: 1–21.

Widén P. (1987): Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. — Holarctic Ecology **10**: 104–109.

Widén P. (1989): The hunting habits of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. — Ibis **131**: 205–213.

Widén P. (1994): Habitat quality for raptors: a field experiment. — Journal of Avian Biology **25**: 219–223.

Wiesner J., Klaus S. & F. Vogel (1973): Ein Beitrag zum Auerwildproblem im Elbsandsteingebirge. II Tagesrhythmik und Verhalten während der „Hochbalz“ (Aves, Tetraonidae). — Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden **32, 8**: 121–148.

Wiesner J., Bergmann H.-H., Klaus S. & F. Müller (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). — J. Ornithol. **118**: 1–20.

WOTSCHIKOWSKY M. (1980): Sperber und Habicht im Nationalpark Bayerischer Wald. — Nationalpark **28/3**: 24–27.

WOTZEL F. (1967): Das Moorbirkwild des Salzburger Beckens und des nördlichen Flachgaues in der Zeit nach dem 2. Weltkrieg. — Z. Jagdwiss. **13**: 142–148.

ZALEWSKI A., JEDRZEJEWSKI W. & B. JEDRZEJEWSKA (1995): Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). — Ann. Zool. Fennici **32**: 131–144.

ZBINDEN N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. — Orn. Beob. **76**: 169–214.

ZBINDEN N. (1980): Zur Verdaulichkeit und umsetzbaren Energie von Tetraoniden-Winternahrung und zum Erhaltungsbedarf des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Gefangenschaft mit Hinweisen auf Verdauungsversuche. — Vogelwelt **101**: 1–18.

ZBINDEN N. (1987): Zum Aufzuchterfolg des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Tessin. — Orn. Beob. **84**: 49-61.

ZECHNER L. (1997): Birkhuhn *Tetrao tetrix* (L.). — In: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.; 1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz: 124–125.

ZEILER H. (2001): Auerwild. Leben. Lebensraum. Jagd. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien: 1–236.

ZEITLER A. (1994): Skilauf und Rauhfußhühner. — Verh. Ges. Ökol. **23**: 289 ff.

ZEITLER A. (1999): Rauhfußhühner und Wintersport. — Laufener Seminarbeitr./99: 47–51.

ZEITLER A. (2000a): Freizeit und Wildtiere. Birkhuhnschutz heute – Perspektiven für eine langfristige Entwicklung dieser Vogelart in mitteleuropäischen Lebensräumen. — Sächsische Akademie für Natur und Umwelt. Dresden: 76-80.

ZEITLER A. (2000b): Human Disturbance, Behaviour and spatial Distribution of Black Grouse in skiing areas in the Bavarian Alps. — Cahiers d'Ethologie **20** (2-3-4): 381–400.

ZEITLER A. (2002): Spacing behaviour of wintering black grouse in the Alps: The Rotation Hypothesis. — In: Proceedings of the 9th International Grouse Symposium, Beijing: 31.

ZEITLER A. & K.-H. KOLB (2005): Birkhuhn *Tetrao (t.) tetrix*. — In: BEZZEL, E., I. GEIERSBERGER, G. V. LOSSOW & R. PFEIFER (Bearb., 2005): Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Hrsg. v. Bayr. Landesamt f. Umweltsch., Orn. Ges. in Bayern, Landesbund für Vogelschutz Bayern. Ulmer Verlag, Stuttgart: 116–117.

ZUKRIGL K. (1999): Die Bedeutung unbewirtschafteter Wälder für die Forstwissenschaft. — Naturschutzreport **16**/1999: 13–17.

Anschrift der Verfasser

Dr. Helmut STEINER
Institut für Wildtierforschung und -management
Mühlbachgasse 5
A-4533 Piberbach/Austria
E-Mail: steiner.raptor@aon.at
www.helmutsteiner.at

Mag. Alois SCHMALZER
Wolfgrub 12
A-4274 Schönau/Austria

Norbert PÜHRINGER
Herrnberg 8
A-4644 Scharnstein/Austria

Anhang

Prädation in Urlandschaft und Kulturlandschaft

Heute sind die Nahrungsgeneralisten Fuchs und Krähenvögel die häufigsten Prädatoren. In der Urlandschaft waren diese selten, und heute ausgerottete Prädatoren waren häufig (vgl. JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). Eine markante Veränderung der Prädationsprozesse hat Platz gegriffen. Die Kulturlandschaft mit Wiesen, Äckern und Häusern hat die Nahrungsgrundlage der Nahrungsgeneralisten massiv verbessert. Die verbliebenen nahrungsarmen Gebiete wie Wälder stellen Inseln in einem Meer (Matrix) dar und werden bei geringer Größe oder Fragmentierung gleichsam von Randeinflüssen überflutet. Füchse und Corviden können in die Randzonen der verbliebenen Inseln eindringen. Diese für Ökosysteme grundlegenden Prozesse werden auch intensiv im Vergleich zwischen Nordskandinavien und Südskandinavien oder in Nordamerika untersucht.

Abbildung 98 vergleicht die Dichte von Beutegreifern im Urwald von Bialowieza, bei denen Haselhühner in der Beute festgestellt wurden, mit den Dichten in den Kalkalpen (zusätzlich wurden Wanderfalke und Steinadler aufgenommen). In Bialowieza sind die große Artenzahl der Prädatoren, besonders Greifvögel, und die geringe Dichte des Fuchses mit etwa einem Exemplar/10 km² bemerkenswert. Dies könnte ein Mitgrund für die hohe Haselhuhn-Dichte sein. In den Kalkalpen ist die Fuchsdichte wahrscheinlich deutlich höher. Die hohen Mäusebussard-, Habicht- und Sperber-Dichten *per se* beeinträchtigen damit das Haselhuhn wahrscheinlich wenig. Ob dies auch für das Auerhuhn gilt, muss vorerst offen bleiben. Eine eventuelle höhere Empfindlichkeit dieser Art gegenüber hohen Greifvogeldichten müsste untersucht werden.

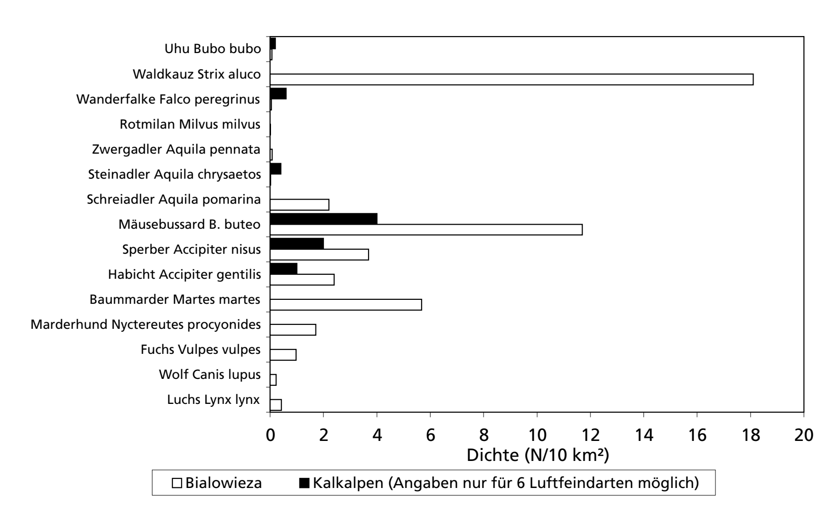


Abb. 96: Dichte von Beutegreifern im Urwald von Bialowieza, bei denen Haselhühner in der Beute festgestellt wurden.
***Fig. 96**: Densities of proved Hazel Grouse predators in Bialowieza primeval forest.*

Die ursprünglichsten zwischenartlichen Verhältnisse der temperaten Zone werden noch am ehesten im Urwaldreservat des Nationalparks von Bialowieza repräsentiert. Hier fehlt außer dem Bär kaum eine Art der ursprünglichen mitteleuropäischen Raubtier-, Eulen- und Greifvogelfauna. Dementsprechend werden Raufußhühner von viel mehr Feinden erbeutet als etwa in den Kalkalpen (Tab. 25). Es ist festzuhalten, dass die Haselhuhndichten trotzdem wesentlich höher sind als in anderen Gebieten. Dies heißt, dass die Summe der Feindzahl keineswegs für die Bestandsdichte aussschlaggebend ist. Dieses Argument wurde im geplanten Natio-

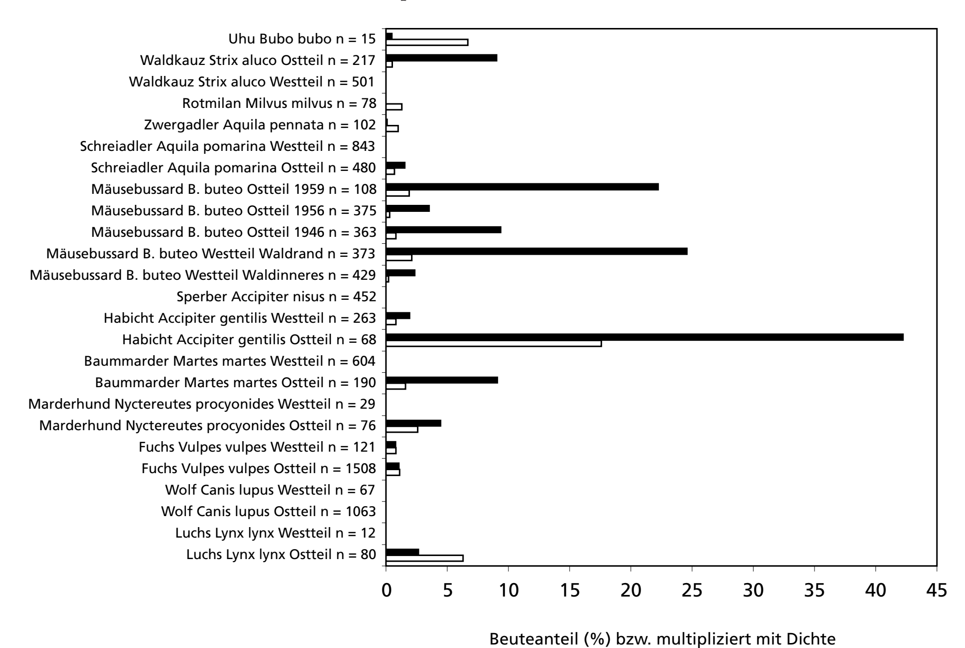


Abb. 97: Prädation des Haselhuhns in verschiedenen Teilen der Urlandschaft „Nationalpark von Bialowieza" im Frühling und Sommer. Die Berücksichtigung von Prädatoren-Dichten zeigt, dass Mäusebussard, Waldkauz und Baummarder wichtigere Prädatoren sind, als wenn man nur den Beute-Prozentsatz betrachten würde.
***Fig. 97**: Predation upon Hazel Grouse in several parts of Bialowieza primeval forest (open columns). Filled columns: predation impact as a function of predator densities in Bialowieza. Goshawk and Common Buzzard emerge as most important predators.*

nalpark Harz einst fälschlich gegen eine Wiederansiedlung des Luchses verwendet (W. SCHERZINGER in verb.).

Für eine Grobabschätzung des Prädationseffektes sind folgende Faktoren essenziell:

- Relative Bestandsdichte des Prädators
- Konkurrenz mit anderen Prädatoren
- vorhandene alternative Beute

Aus diesem Grund kann aus den Daten nicht gefolgert werden, dass die Top-Prädatoren Luchs oder Habicht effektivere Prädatoren als die Generalisten Fuchs, Mäusebussard oder Waldkauz wären. Vielmehr können die Top-Prädatoren andere häufige Prädatoren limitieren. Dies kann zur Zunahme von Beutetieren führen (PAKKALA et al. 2006). Zusätzlich ist die Bestandsdichte der Top-Prädatoren um ein Vielfaches geringer als die der Generalisten (Abb. 97).

Tab. 25: Prädation von Waldhühnern im Nationalpark „Urwald von Bialowieza" im 20. Jahrhundert. Es werden der polnische Westteil und der weißrussische Ostteil unterschieden. Im Ostteil bestanden während den Untersuchungen höhere Waldhühner-Bestände als im Westteil. Angegeben sind % „occurency" (nicht Biomasse). Beachte die unterschiedlichen Methoden (Losungen, Mageninhalte, Gewölle, Rupfungen). Nach Zusammenstellungen in Jedrzejewska & Jedrzejewski (1998).
***Tab. 25**: Grouse predation in Bialowieza primeval forest by various predators. After Jedrzejewska & Jedrzejewski (1998).*

Art	**Nationalparkteil**	**Frühling-Sommer**			**Herbst-Winter**		
		Haselhuhn	**Auerhuhn**	**n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere**	**Haselhuhn**	**Auerhuhn**	**n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere**
Luchs *Lynx lynx*	Ostteil	6,3	1,3	80	3,2	0,0	126
	Westteil	0,0	0,0	12	1,6	0,0	127
Wolf *Canis lupus*	Ostteil	0,0	0,0	s. rechte Spalte	0,1	0,0	1063 Losungen + 48 Mägen
	Westteil	0,0	0,0	67	0,0	0,0	344
Fuchs *Vulpes vulpes*	Ostteil	1,1	0,7	s. rechte Spalte	1,5	0,3	1508 Losungen + 42 Mägen
	Westteil	0,8	0,0	121	0,4	0,0	268
Marderhund *Nyctereutes procyonides*	Ostteil	2,6	0,0	76	0,0	0,0	157
	Westteil	0,0	0,0	29	0,0	0,0	179
Baummarder *Martes martes*	Ostteil	1,6	0,0	190	1,0	0,0	492
	Westteil	0,0	0,0	604	0,0	0,0	1131
Habicht *Accipiter gentilis*	Ostteil	17,6	0,0	68	25,0	0,0	76
	Westteil	0,8	0,0	263	?	?	0
Sperber *Accipiter nisus*	Westteil	0,0	0,0	452	?	?	0
Mäusebussard *B. buteo*	Westteil Waldinneres	0,2	0,0	429	0,0	0,0	88
Mäusebussard *B. buteo*	Westteil Waldrand	2,1	0,0	373	?	?	0
Mäusebussard *B. buteo*	Ostteil 1946	0,8	0,0	363	?	?	0
Mäusebussard *B. buteo*	Ostteil 1956	0,3	0,0	375	?	?	0
Mäusebussard *B. buteo*	Ostteil 1959	1,9	0,0	108	?	?	0
Schreiadler *Aquila pomarina*	Ostteil Westteil	0,7 0,0	0,0 0,0	480 843	? ?	? ?	0 0
Zwergadler *Aquila pennata*	Ostteil	1,0	0,0	102	?	?	0
Rotmilan *Milvus milvus*	Ostteil	+	+	78	?	?	0
Waldkauz *Strix aluco*	Westteil Ostteil	0,0 0,5	0,0 0,0	501 217	0,0 2,3	0,0 0,0	615 87
Uhu *Bubo bubo*	Nordteil	6,7	0,0	15	?	?	0

Verhaltens-Beobachtungen und besondere Fundumstände

Legende:

0 A, 0 B, 0 H keine Auerhuhn-, Birkhuhn-, Haselhuhn-Feststellung trotz gezielter Suche
L .... Losung
F .... Feder
DB ... direkte Beobachtung (optisch oder akustisch)
Hu ... Huderstelle
Sp ... Spur (meist im Schnee)
NS ... Nahrungssuche
TRP .. Tagesruheplatz
Dbh .. diameter at breast height (Brusthöhendurchmesser)
H .... Hahn
He ... Henne
Fi .... Fichte
Bu ... Buche
Lä .... Lärche
S, N, E, W, SE etc. südlich, nördlich, östlich, etc.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
0 A	*06.09.00*		0
0 A	*06.09.00*		0
0 A	*06.09.00*		0
0 A	*06.09.00*		0
0 A	*21.03.00*		
0 A	*27.04.00*		Keine Hinweise.
0 A	*27.04.00*		Keine Hinweise.
0 A	*29.04.00*		
0 A	*12.05.00*		
0 A	*25.05.00*		
0 A	*20.09.00*		
0 A	*23.03.01*	*Balzplatzkontrolle*	
0 A	*11.04.01*	*DB*	
0 A	*03.05.01*	*L*	
0 A	*03.05.01*	*DB*	
0 A	*09.05.01*		
0 A	*29.05.01*		
0 A	*29.05.01*		
0 A	*29.05.01*		
0 A	*30.05.01*		
0 A	*26.07.01*	*Hu*	Keine Hinweise auf Henne.
0 A	*26.07.01*		
0 A	*01.08.01*		
0 A	*01.08.01*		
0 A	*24.08.01*		
0 A	*12.10.01*		Huderstellen von Hahn und Henne von Ende Juli nicht (mehr) genutzt.
0 A	*11.04.00*		Keine Hinweise.
0 A	*11.04.00*		Keine Hinweise.
0 B	*24.08.01*		
0 H	*31.08.00*		
0 H	*05.09.00*		
0 H	*19.09.00*		
0 H	*20.09.00*		
0 H	*20.09.00*		
0 H	*26.09.00*		?
0 H	*26.09.00*		?
0 H	*26.09.00*		?
0 H	*10.10.00*		
0 H	*10.10.00*		
0 H	*11.10.00*		
0 H	*28.10.00*		?
0 H	*09.05.01*		
0 H	*29.05.01*		
0 H	*29.05.01*		
0 H	*30.05.01*		
0 H	*31.05.01*		
0 H	*06.10.01*		
0 H	*06.10.01*		
0 H	*11.10.01*		
0 H	*12.10.01*		
0 H	*12.10.01*		
0 A	*20.09.00*		
0 A	*21.03.00*	*0?*	
0 A	*21.03.00*	*0?*	
0 A	*21.04.00*	*0?*	

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
0 A	*27.04.00*	*0?*	
0 A	*27.04.00*	*0?*	Keine frischen Hinweise.
0 A	*10.05.00*		
0 A	*Aug/Sept. 2000*		
0 A	*02.05.02*		Föhn, sehr warm. Keinerlei Losungsfunde.
0 A	*31.08.02*		Laut Jäger hier Auerhahn-Vorkommen (in Lücken der zu Langfirst hochsteigenden Fichtenwälden auch denkbar).
0 A	*10.+11.5.02*		Trotz guter Witterung und Spuren im April keine Balz.
0 A	*30.4.-1.5.02*		20:30-21:15 sowie 3:30-7:00 kein Laut zu hören (mild, mäßiger Föhn).
0 A?	*10.05.02*	*DB?*	20:20: 2x Flügelschlagen zu hören (Henne?); Morgenkontrolle ebd. negativ.
Auerhuhn	02.03.00		am Tagesruheplatz; fliegt ab über Schlag auf Fichte
Auerhuhn	22.03.00		Nachtruheplatz in Fichte, Äsungsplatz in Buche
Auerhuhn	Apr.00	DB	1 H, 1 He zusammen auf Forststraße am Fuß des Gr. Reitpfadkogels, Plaißaberg-Balzplatz verwaist (massive Schlägerungen).
Auerhuhn	10.04.00	L	
Auerhuhn	10.04.00	DB	
Auerhuhn	10.04.00	F	
Auerhuhn	10.04.00	L	Äsungsreste: Fichtenzweigspitzen.
Auerhuhn	10.04.00	L	
Auerhuhn	11.04.00	DB	
Auerhuhn	11.04.00	L	Schlafbaum.
Auerhuhn	11.04.00	L	
Auerhuhn	11.04.00	L + F	Vorjährige Feder.
Auerhuhn	11.04.00	L	Schlafbäume.
Auerhuhn	15.04.00	DB	1 Hahn streicht ab von NW-exponierter Lichtung am Rand Altholz-Jungwald, die sich lange vertikal hangabwärts zieht. Fliegt in Hochwald hinein, hangparallel Richtung Süden (ca. 20 min. nach Sonnenaufgang).
Auerhuhn	17.04.00	DB	
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L	Lichtung 50 x 100 m.
Auerhuhn	17.04.00	L	Jungfichten-Bestand, nicht sehr dicht.
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L	Schlagrand, 1 Lsg. älter.
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L	Schlafbäume.
Auerhuhn	17.04.00	L	Winterschlafplatz.
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L+Spur	Fährte.
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L	
Auerhuhn	17.04.00	L+Spur	Fährte.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung unter Buche auf Forstweg.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung auf Forstweg.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung unter Lärche (Nahrungsbaum).
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung auf umgestürzten Fichtenstamm.
Auerhuhn	20.04.00	L+F	Äsungsplatz in Buche, am Boden.
Auerhuhn	20.04.00	L	Nachtruheplätze in Schneehöhlen auf Rückeweg.
Auerhuhn	20.04.00	L	Tagesruheplatz auf Stumpf unter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	20.04.00	L	Nachtruheplatz in Lärche.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung auf Stumpf.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung unter Lärche (Nahrungsbaum).
Auerhuhn	20.04.00	DB?+L	Äsungsplatz in Lärche.
Auerhuhn	20.04.00	L+Spur	Äsungsplatz auf Buchenkrüppel, Schlafplatz in Schneemulde.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	20.04.00	L	Äsungsplätze in Lärche.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung unter Buche und Bergahorn.
Auerhuhn	20.04.00	L	Losung unter Buche und Bergahorn.
Auerhuhn	20.04.00	DB	Flattern auf Fichte verhört, 1x Worgen verhört (Revierverhalten).
Auerhuhn	20.04.00	DB	Nahrungsaufnahme an Bu-Knospen, sitzt ruhig in Krone, Abflug 19:38 verhört.
Auerhuhn	20.04.00	DB	Äsungs/-Tagesruheplatz in Buche, fliegt ab.
Auerhuhn	20.04.00	DB+L	Tagesruheplatz unter Stein und Ast (Reisig), fliegt ab.
Auerhuhn	20.04.00	L	Freiere Lage, Jungwald anschließend.
Auerhuhn	20.04.00	L	Kein Abendeinfall.
Auerhuhn	20.04.00	L	Unter den meisten der seltenen Laubbäume keine Losung.
Auerhuhn	20.04.00	DB?	
Auerhuhn	21.04.00		
Auerhuhn	21.04.00	L	
Auerhuhn	21.04.00	L	
Auerhuhn	21.04.00	L	
Auerhuhn	21.04.00	DB	
Auerhuhn	21.04.00		Fährte.
Auerhuhn	24.04.00	?	
Auerhuhn	25.04.00		Flügelschlagen zu hören von Forststraße aus während Reifenwechseln: Territorialverhalten?
Auerhuhn	25.04.00		Flügelschlagen zu hören im Inneren des Fichtenstangenholzes.
Auerhuhn	25.04.00		Gruppen von Altbuchen, Waldrand als Stangenholz.
Auerhuhn	25.04.00		1 Spur führt quer über Forststraße hangabwärts.
Auerhuhn	25.04.00		Kl. Lichtung.
Auerhuhn	25.04.00		Lichtung der Gschwandnerlucke, ältere Lsg.
Auerhuhn	25.04.00		Hahn fliegt nach Betreten der Lichtung von anderer Seite her in ca. 150 m Entfernung waldeinwärts ab; saß höchstwahrscheinlich > 20 m hoch in Fichtenwipfeln in Sonne.
Auerhuhn	28.04.00		Frische Huderstelle an starker Fichte in Wurzelanlauf, 23x24 cm.
Auerhuhn	28.04.00		Frische Losung auf Stumpf.
Auerhuhn	28.04.00		Frische Losung im Gras auf Stumpf, Spuren im Gras.
Auerhuhn	28.04.00		
Auerhuhn	28.04.00		
Auerhuhn	28.04.00		Nachtruheplatz auf Schlag an Fichte und Stumpf in Schneehöhle.
Auerhuhn	28.04.00		Losung unter Buche (dbh 48cm).
Auerhuhn	28.04.00		Nachtruheplatz mehrfach genutzt von 2 verschiedenen Individuen.
Auerhuhn	28.04.00		
Auerhuhn	28.04.00		Tagesruheplatz in Mulde hinter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	28.04.00		Losung unter Buche (dbh 46cm).
Auerhuhn	28.04.00		
Auerhuhn	28.04.00		Rupfungsfund, ausapernd unter Schnee.
Auerhuhn	28.04.00		Rupfungsplatz auf Kuppe an Bestandsgrenze, Schneise.
Auerhuhn	28.04.00		Schlafbaum Buche (mind. 5x übernachtet).
Auerhuhn	28.04.00		Tagesruheplatz unter Fichtenästen am Boden.
Auerhuhn	28.04.00		Zahlreiche Losungsstellen unter Randbuche.
Auerhuhn	28.04.00		Abflug aus Fichtendickung in Alholz unterhalb (Zöbelau).
Auerhuhn	28.04.00		Äsungsplatz auf Buche, Nachtruheplatz unter Fichte in Schneehöhle.
Auerhuhn	28.04.00		Äsungsplatz auf Buche.
Auerhuhn	28.04.00		
Auerhuhn	28.04.00		Losung unter Randbuchen, zahlreich (Nachtruheplatz, Balzbaum?).
Auerhuhn	28.04.00		Abflug aus Tagesruheplatz (TRP) unter tiefbeasteter Fichte, Stein.
Auerhuhn	28.04.00		Losung zwischen Fichten auf Schneehaufen u. Stümpfen, zahlreich.
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	29.04.00		Rupfung.
Auerhuhn	29.04.00		Losung unter Buche, frisch.
Auerhuhn	29.04.00		Losung ebenfalls unter Buche, frisch zerfallend.
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		
Auerhuhn	29.04.00		Keine Balz.
Auerhuhn	29.04.00		Keine Balz.
Auerhuhn	29.04.00		Keine Hinweise.
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	03.05.00		
Auerhuhn	06.05.00		
Auerhuhn	06.05.00		
Auerhuhn	06.05.00		
Auerhuhn	07.05.00		Balz.
Auerhuhn	07.05.00		
Auerhuhn	07.05.00		Balz.
Auerhuhn	10.05.00		Losung auf Stumpf.
Auerhuhn	10.05.00		Huderstelle an Wurzel unter Fichtenzweigen an Böschung.
Auerhuhn	10.05.00		Losung auf Forststraße an Kehre, an Wegrand.
Auerhuhn	10.05.00		Losung unter Buche.
Auerhuhn	10.05.00		Losung unter Buche und Fichte (Nachtruheplatz).
Auerhuhn	10.05.00		Losung auf Stümpfen in Schlag, Fichtenaufforstung.
Auerhuhn	10.05.00		Balzstrophe (Knappen) verhört, Standort Fichtenaufforstung, Abfluggeräusch.
Auerhuhn	11.05.00		1x Balzstrophe verhört.
Auerhuhn	11.05.00		1 Hahn auf Forststraße zeigt Bodenbalz, Hennen fallen ein, Abflug!
Auerhuhn	11.05.00		Losung unter Lärche, Balzbaum?
Auerhuhn	11.05.00		Mauserfeder an Stumpf.
Auerhuhn	11.05.00		1+1 Henne fliegen von Altholz auf Schlag/Einzelbuche Sinnreitnerboden.
Auerhuhn	11.05.00		Losung auf Stumpf, Wurzelteller.
Auerhuhn	11.05.00		Losung unter Buche, Balzbaum vom 10.5.?
Auerhuhn	11.05.00		Losung unter Buche.
Auerhuhn	11.05.00		Losung unter Buche und Fichte (Nachtruheplatz).
Auerhuhn	15.05.00		Losung frisch unter Buche.
Auerhuhn	25.05.00		Losung unter Buche (dbh 76cm).
Auerhuhn	06.07.00		Rufe und Abfluggeräusch.
Auerhuhn	06.07.00		Losung und Kleinfedern in Huderstelle an Fichtenwurzel, Stamm.
Auerhuhn	06.07.00		Gwak-gwack-Rufe wiederholt (leise).
Auerhuhn	06.07.00		Henne sichert, Stumpf, Stamm liegend, juv. nahrungssuchend unter Farnen, Henne trutzt gegen Kolkrabe!
Auerhuhn	06.07.00		Henne bringt kurz intensive Lockrufe (o-o-o- Rufe).
Auerhuhn	06.07.00		Losung auf Felskopf.
Auerhuhn	27.07.00		Losung versch. Alters.
Auerhuhn	Aug.00		
Auerhuhn	02.08.00		Losungsbereich über steile 30 Höhen-Meter.
Auerhuhn	07.08.00		Einfallen auf Schlafbäumen.
Auerhuhn	08.08.00		Hahn bringt Strophe spontan bei Begegnung mit Henne + juv. von Boden aus.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	08.08.00		Auffliegen aus *Rubus*-Bestand, zuerst W., dann einzeln 3 juv. W., Aufbaumen auf Fi, Lä.
Auerhuhn	08.08.00		Huderstelle an Ameisenhaufen (Rand), 24,5x25 cm.
Auerhuhn	08.08.00		Rufe: leise „ok" .
Auerhuhn	08.08.00		Tagesruheplatz auf Wurzel an Huderstelle, keine Benutzung der Huderstelle.
Auerhuhn	08.08.00		Losung auf Stümpfen (Diurchmesser 70cm, Höhe 60 cm).
Auerhuhn	08.08.00		Auffliegen von ad. M., es folgen ad. W. + 2 juv. W. + 2 juv. W. + 1 juv. M. + 1 juv. M., Aufbaumen, W. lockt.
Auerhuhn	08.08.00		Huderstelle an Wurzel einer Fichte (Nadelstreu, Erde), Durchmesser 28x30 cm, Fi-dbh 43 cm.
Auerhuhn	08.08.00		
Auerhuhn	08.08.00		
Auerhuhn	10.08.00		Insektenreste in Losung.
Auerhuhn	10.08.00		Losung frisch.
Auerhuhn	10.08.00		Losung alt.
Auerhuhn	10.08.00		Losung in Bereich über 100 m.
Auerhuhn	12.08.00		Losung auch auf Felsblock; Bussard strich ab.
Auerhuhn	12.08.00		Oberhalb Forststraße.
Auerhuhn	13.08.00		Aufbaumen auf Fichte.
Auerhuhn	20.08.00		
Auerhuhn	21.08.00		
Auerhuhn	24.08.00		Hang = Etage zw. 2 Forststraßen.
Auerhuhn	24.08.00		1 Losung auch auf Felsblock, Federn rings um Wurzelstrunk.
Auerhuhn	26.08.00		
Auerhuhn	26.08.00		Rupfung.
Auerhuhn	26.08.00		
Auerhuhn	26.08.00		
Auerhuhn	28.08.00		
Auerhuhn	29.08.00		2 H. fliegen Mieseck N entlang Forststraße zu Fliegenlucke.
Auerhuhn	30.08.00		Auffliegen verhört, Aufbaumen.
Auerhuhn	30.08.00		
Auerhuhn	30.08.00		Fliegt aus Jungbuchen u. 10 m Entf. schräg abwärts über Forststraße in Wald davon.
Auerhuhn	30.08.00		
Auerhuhn	30.08.00		
Auerhuhn	30.08.00		Losung auf Forststraße an Kehre, Wegrand.
Auerhuhn	30.08.00		
Auerhuhn	31.08.00		
Auerhuhn	31.08.00		3-4 Huderstellen an Fichtenwurzeln, Exposition W bis SE.
Auerhuhn	31.08.00		Henne bringt Rufe aus Schlag, Aufforstungsfläche hinter Hochstand.
Auerhuhn	31.08.00		1 Hahn bringt 3x Reviergesang, an Forststraße.
Auerhuhn	31.08.00		Abstreichen von Schlafbaum.
Auerhuhn	31.08.00		
Auerhuhn	31.08.00		1 Hahn fliegt aus Böschung/Forststraße ab in Fichten-Tannen-Lärchenbestand, flattert tiefer um 10:07 und um 11.07 zu Boden.
Auerhuhn	31.08.00		
Auerhuhn	05.09.00		Auf Stümpfen, Schneisenrand zu Altholz.
Auerhuhn	23.10.00		Auf Forststraßenkreuzung; Ebenforst.
Auerhuhn	14.03.01	L	Auf Ameisenhaufen oberhalb Forststraße.
Auerhuhn	14.03.01	Spur im Schnee	
Auerhuhn	14.03.01	L	
Auerhuhn	16.03.01	L	Unter Einzelbuche an Schlag/Aufforstungsrand.
Auerhuhn	16.03.01	Spur im Schnee	
Auerhuhn	23.03.01	L	
Auerhuhn	23.03.01	L	
Auerhuhn	23.03.01	L	NS am Boden an Zwergsträuchern (anhand Spur).
Auerhuhn	23.03.01	L	TRP auf Schneekuppe unter Fichtendickung.
Auerhuhn	23.03.01	L	Spur entlang Grabenrand, NS an Fichtenzweigen von Boden aus.
Auerhuhn	23.03.01	L	Unter Buchen (dbh 58,75cm)+Fi-Stangenholz darunter.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	23.03.01	L	TRP an Stamm von Fichte.
Auerhuhn	23.03.01	L	TRP in Schneemulde unter Fichte.
Auerhuhn	23.03.01	L	TRP u. Schlafplatz unter Buchen.
Auerhuhn	23.03.01	L	TRP unter liegendem Buchen-Stamm (dbh 50cm)/Wurzelteller 1,5m hoch.
Auerhuhn	23.03.01	L	Unter Buchen.
Auerhuhn	23.03.01	L+Spur	1alte+2 frische Spuren, Losung auf Stümpfen (d 70cm).
Auerhuhn	23.03.01	L	Unter Buche.
Auerhuhn	23.03.01	L	
Auerhuhn	23.03.01	L	Unter Buche (dbh 58cm).
Auerhuhn	28.03.01	Spur im Schnee + L	40 m lange Spur führt vom Schlag in die Optimalphase hinein.
Auerhuhn	28.03.01	Spur im Schnee (überfrorener Altschnee)	Querte Forststraße hangaufwärts aus Jungholz in Altholz.
Auerhuhn	28.03.01	Spur im Schnee	Spur führt hangaufwärts, wohl Fortsetzung von A2.
Auerhuhn	28.03.01	Spur im Schnee + L	2 Spuren im harten Altschnee.
Auerhuhn	28.03.01	Spur im Schnee + L	Spur führt durch Fi.-Jungholz aufwärts auf flache Kuppe. 2 W.-Spuren + 1 einzelne M.-Losung + 1 haufenartige W.-Losung, auf 100 m verteilt, Spuren auch mit Wendungen.
Auerhuhn	31.03.01	DB	Das Auffliegen eines Vogels ist zu hören. Bewegt sich aus ca. 25 m Entfernung hangabwärts aus der Randzone eines lockeren Jungfichten-Bestandes ins Altholz hinein (Mischwald). Flog wohl > 100 m. Eventuell schon vorher Rückzug zu Fuß. Ziemlich genau an bekannter Balzplatz-Lokalität.
Auerhuhn	07.04.01	DB	Aufgeflogen.
Auerhuhn	10.04.01	DB	Hahn streicht auf Baum ein um 19.15, Kröchzen, wechselt Ast.
Auerhuhn	11.04.01	L+Spur	Spur führt über Forststraße aus Fi-Lä-Bu-Jungwuchs in Altholz, Hang.
Auerhuhn	11.04.01	L	TRP auf bemoostem Stein und unter Buche.
Auerhuhn	11.04.01	L	TRP auf Forststraßenbankett (1,2m), 25 Stück L.
Auerhuhn	11.04.01	DB	1 Henne fliegt rufend in Fichtenbestand rechts von Forststraße.
Auerhuhn	11.04.01	DB	Hahn erscheint auf Bodenbalzplatz, Worgen, Drohen, fliegt in Fichtenbestand.
Auerhuhn	12.04.01	L+Spur	2 Hahn-Spuren gehen parallel entlang Territoriumsgrenze auf Balzplatzzentrum.
Auerhuhn	12.04.01	L	H-Winterlosung unter Randfichte, tief beastet (dbh 48cm).
Auerhuhn	12.04.01	DB	1 He fliegt verm. von Böschung auf Fichte, bleibt dort sitzen.
Auerhuhn	12.04.01	DB	1 He fliegt aus Bankett auf in Fichte, bleibt sitzen in Krone, He-Spuren im Schnee entlang Bankett.
Auerhuhn	12.04.01	DB	1 H zeigt kein Balzverhalten, bleibt auf Fichte bis 6.43, fliegt ab.
Auerhuhn	27.04.01	Riss-Fund	Riss an 2 Stellen etwa 10 m voneinander entfernt, unter Schirmästen am Waldrand bzw. im Waldinneren, zu geringe „visibility" durch Schirmäste ermöglichte eventuell Prädation.
Auerhuhn	27.04.01	L	**Schlafbaum.** Sehr viel Losung, sowohl ältere als auch frische, unter bekannter Schlafplatz-Buche.
Auerhuhn	27.04.01	DB	Hahn (?) ist beim Einfallen zu hören; bringt einige unvollständige Strophen mit Knappen; Abflug ist zu hören.
Auerhuhn	27.04.01	L	Nahe vorjährigen Aprilfunden Funde von Weibchen-Losung.
Auerhuhn	27.04.01	Spur im Schnee + L	Viele Spuren im Schnee, teilweise unter 1 Tag alt, zwischen lockerstehenden Jungfichten, Vögel sind teilweise eingefallen und aufgeflogen.
Auerhuhn	05.01	DB	Auerhuhn-Familie mit sehr kleinen Küken quert Forststraße.
Auerhuhn	02.05.01	F	Vergraster, aber strukturell typischer Wald mit weiter Sicht und etwas Deckung.
Auerhuhn	02.05.01	DB	Serie einzelner „gack"-Laute zu hören, in > 100 m Entfernung im Altholz unterhalb des Versteckes, nach 3 h Ansitz.
Auerhuhn	02.05.01	DB	1 H Revierverhalten (Knappen, Worgen), wechselt Sitzwarte auf Schlafbaum.
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	L	Losung, TRP unter Fichte.
Auerhuhn	03.05.01	L	Schlafbaum: Lärche (dbh 55cm).
Auerhuhn	03.05.01	DB	Rupfung von Hahn (Großgefieder) an Forstwegkreuzung.
Auerhuhn	03.05.01	DB	2 H Bodenbalz, 2 Hennen fliegen ab, Reviergesang bis 9.00.
Auerhuhn	03.05.01	DB	1 H kurz Revierhverhalten (kaum zu hören durch Wind).
Auerhuhn	03.05.01	DB	1 H sitzt auf Geländekante, sichert, geht hinter Geländekante (Fi-Verjüngung als Deckung).
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	L	

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	DB	Unter Buche.
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	03.05.01	L	Marderlosung direkt auf Auerhuhnlosung!
Auerhuhn	03.05.01	L	
Auerhuhn	04.05.01	DB	1 H neben Stumpf links von Hochstand am Fuß einer Fichte am Tagesruheplatz.
Auerhuhn	04.05.01	DB	Balz von 4 H 3.45-10.55, 2 He fliegen ein auf Balzplatz Gschwandnerlucke um 4.50,5.02.
Auerhuhn	04.05.01	L	H-Losung unter Buche (dbh 41cm), TRP in Bu-Fi-Dickung.
Auerhuhn	04.05.01	L	He-Losung unter Lärche.
Auerhuhn	09.05.01	DB	1 H bringt Revierverhalten +Worgen am Schlafbaum.
Auerhuhn	10.05.01	DB+L	Spätestens ab 19:10 Worgen eines Hahnes aus dem Bereich der Hügelkuppe. Dazu auch Flattern als Reaktion auf Hennen-Flattern. Um 20:50 Abflug vom Gipfel ca. 25 m hoch gerade über mich hinweg abwärts in Altholz wohl > 150 m weit. Spätestens ab 19:10 auch 2 Hennen in Buche, ihrem späteren Schlafbaum, nur ca. 40 m von verdecktem Sitzplatz entfernt, freie Annäherung um 21:00 bis auf ca. 50 m Entfernung möglich.
Auerhuhn	10.05.01	DB	1 H bringt Revierverhalten: 19.16-20.24 immer wieder Strophen (tok-Hauptschlag zu hören)+Worgen.
Auerhuhn	10.05.01	L	He-Losung unter Fichte.
Auerhuhn	10.05.01	L	H+He-Losung unter Buche (dbh 32).
Auerhuhn	11.05.01	DB	Gruppenbalz.
Auerhuhn	11.05.01	DB	Balz.
Auerhuhn	11.05.01	DB	**Bodenbalzplatz.** 4:10: Balzgesang (wohl von Baum) beginnt dort, wo gestern abends der Hahn hinstrich. Ab 4:30: Hennengackern ist zu hören. Die erste Henne verlässt den Schlafbaum. Viele Flügelschläge sind zu hören. Ab 5:30 (spätestens): Hahn vollführt Bodenbalz auf ca. 150 m Strecke, bis in ca. 40 m Nähe, bringt Flugsprünge. 2 Hennen fliehen vom Boden (sehen Beobachter wegen zunehmender Helligkeit). Immer wieder lautes Gackern. Zweite Henne fliegt von der Schlafplatz-Buche langsam ca. 15 m weit in nächste Fichtengruppe. Bis 7:20 (Ende der Anwesenheit): Hahn bringt am Boden Flugsprünge und vereinzeltes Knappen, ist teilweise still, meist ca. 50-100 m unterhalb des Beobachters hinter Bodenwelle.
Auerhuhn	11.05.01	L	Unter Buche (dbh 28 cm).
Auerhuhn	11.05.01	Hu	Hu-Stelle in offenem Boden (Trittschäden durch Wild verursacht) unter Salzlecke.
Auerhuhn	11.05.01	DB	Losungsfund von Henne entlang grasreichem Forstweg, Wildwiese.
Auerhuhn	11.05.01	L	Ca. 60 St. Losung, ehem. Schlafhöhle.
Auerhuhn	11.05.01	DB	Einmaliges Hennengackern ist zu hören, Nähe der Baumbalz eines Hahnes von 3:10.
Auerhuhn	11.05.01	DB+L	Schon sehr früh Beginn von vollständigem Balzgesang (3:00). Später ebd. erfolgreiche Losungsnachsuche auf westl. Grat in Stangenholz-Lichtung, Schlagrand (wohl Balzplatz) sowie in Altholzrest am südl. Hangfuß (hier älter, wohl von Winter).
Auerhuhn	11.05.01	DB	4 H balzend auf Fichten, 1 He fällt bei Hahn ein auf Lärche (SB) ein um 7:30.
Auerhuhn	22.05.01	L	Buchenknospen.
Auerhuhn	30.05.01	DB	1x Worgen um 21.00.
Auerhuhn	16.06.01	DB	**Nest** unmittelbar neben Zaun, im Zuge von Forstarbeiten entdeckt, Schlupf am 16.6., später 6 kleine Junge ca. 80 m unterhalb auf Forststraße gesehen.
Auerhuhn	01.07.01	L	Losung auf Baumstumpf. Weiters „angegrabener" Ameisenhaufen ca. 100 m abwärts am Waldrand.
Auerhuhn	06.07.01	DB	Zweimalige Beobachtung wegen Beerenreife in tiefer Lage. Ohne Junge!
Auerhuhn	18.07.01	L + F	Losungen auf z.T. hohen Baumstümpfen in ca. 50 m Entfernung, Sicht nach unten frei, von oben gedeckt.
Auerhuhn	18.07.01	L + F	Oberstes Ende eines Jungholz-Keiles, Losungen auf Baumstümpfen, eine Dune deutlich älter, auf ca. 110 m verteilt entlang Waldrand.
Auerhuhn	18.07.01	L + F + 1-3 Hu	Losungen auf Baumstümpfen, z.T. frisch. Auf oberem Spitz eines Schlages von 50x50 m. Huderpfanne frisch, in kurzem Gras, 10 m unter oberem Waldrand (undurchsichtiges Jungholz), frei liegend.
Auerhuhn	24.07.01	DB	1 H fliegt auf Lärchenüberhälter an Schlagrand, Nahrungssuche und Schlafbaum.
Auerhuhn quert ohne juv Forststraße.	25.07.01	DB	1 H auf Schlafbaum nahrungssuchend, fliegt um 6:20 ab auf Boden in Altholz, 1 He über-
Auerhuhn	25.07.01	DB	Mauserfedern+Losung an Schlagrand u. Rückeweg nahe Forststraße.
Auerhuhn	25.07.01	DB	1 H auf Schlafbaum kurz Revier-Gesang 20.18, keine Hennen-Hinweise auf abgesuchten Schlagrändern.
Auerhuhn	26.07.01	L	3 Losungen auf Baumstümpfen, 1 auf liegendem Stamm, auf ca. 20x100 m verteilt. Auffällig: wieder im obersten Schlagbereich – Sicherheitsbedürfnis gegen stoßende Greifvögel?

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	26.07.01	DB + L + F	1 braunes Huhn läuft aus ca. 15 m Entfernung, auf kleiner Lichtung überrascht, hangabwärts zwischen Jungbäumchen davon und gerät rasch außer Sichtweite. 3 Losungen auf Baumstümpfen, 1 auf Fels/Astwerk/Boden; verstreut auf ca. 30x100 m. Konzentration von Hennen-Mauserfedern rings um Baumstumpf in relativ dichtem Jungfichtenbestand ohne Überblick. Bemerkenswert: Syntoper Hahnen-Aufenthalt.
Auerhuhn	26.07.01	Hu	Alte, seit letzter Kontrolle unbenutzte Huderstelle in Fichtenstammwurzel von Hahn
Auerhuhn	26.07.01	L	Tagesruheplätze unter Schirmfichten und im dunklen Stangenholz (dbh 23,15,10cm).
Auerhuhn	26.07.01	DB	Nichtführende Henne fliegt in Bestand ab ins Baumholz.
Auerhuhn	26.07.01	L	He-Losung verschieden groß (relat. schmal), an Kehre Forststraße-Bankett (krautreiche Veget.).
Auerhuhn	26.07.01	L	H-Losung an TRP+Mauserfedern unter Schirmfichte (dbh 49cm).
Auerhuhn	26.07.01	L	Tagesruheplatz; Losung an Kreuzung Rückeweg in Fahrspuren.
Auerhuhn	26.07.01	L	Tagesruheplatz; Losung unter Schirmfichte (dbh 38cm). Dichte Zweige reichen bis Boden (Regenschutz).
Auerhuhn	26.07.01	DB	1 H fliegt aus Böschung bei Fichte, über Forststraße in Bestandslücke auf Fichte.
Auerhuhn	26.07.01	DB	1 H bringt kurz Revier-Gesang 6:41-7:07.
Auerhuhn	26.07.01	Hu	Huderstelle (21x21cm) an Fi-Stamm-Wurzel (dbh 37cm).
Auerhuhn	26.07.01	L	Auf Baumstümpfen ca. 5-20 m vom Waldrand entfernt in Schlagmitte.
Auerhuhn	26.07.01	DB	1 He (nichtführend) fliegt aus TRP ab, Altholzrand zu Jungbestand.
Auerhuhn	26.07.01	DB	H-Losung auf Stumpf (0,3, dbh 38cm).
Auerhuhn	27.07.01	L + F	Spuren auf Baumstümpfen, z.T. moosbewachsen (älter), in ca. 60 m Entfernung (Kuppe + Hang darunter an Stangenholzrand).
Auerhuhn	27.07.01	L + F	Spuren auf Baumstümpfen auf ca. 30 m Strecke; Schlaggröße nur ca. 20x50 m.
Auerhuhn	27.07.01	F	Losung auf kleinem liegendem Stammstück.
Auerhuhn	27.07.01	L + F + Hu	Huderpfanne an einziger Stelle mit offenem Boden, ansonsten stark vergrast.
Auerhuhn	27.07.01	DB + L + F + Hu	Hahn fliegt aus ca. 25 m Entfernung vom anderen Schlagende und leicht erhöht ab, entlang Grat am Bu-Altholzrand entlang, > 100 m leicht abwärts. 5 Huderpfannen, alle mit Dunen, davon 2 ganz frisch. Teilweise in Buchen-Laub und freiliegend, teilweise an der Seite eines Wurzelaufwurfs, teilweise am Fuße von Baumstümpfen. Losungen 1x auf Fels, sonst auf Baumstümpfen.
Auerhuhn	27.07.01	L + F	Spuren auf Erdhügel und Baumstumpf.
Auerhuhn	30.07.01	L	
Auerhuhn	01.08.01	F	Frische, von Auto überfahrene Feder direkt auf Forststraße.
Auerhuhn	01.08.01	DB + L + F + Hu	Hahn fliegt aus ca. 100 m Entfernung eben nach Osten davon. 5 Huderpfannen in Moder, etwas sonnenexponiert, an Stellen mit freiem Boden, am Hangfuß mit gewisser Aussicht auf Mulde. Ältere und frische Losung überall am Waldboden, nur ca. 4x auf Baumstümpfen. Offenbar längerer Aufenthalt des Hahnes.
Auerhuhn	01.08.01	L	
Auerhuhn	01.08.01	L	Losung auf Fi-Stumpf.
Auerhuhn	01.08.01	L+Hu	Losung (Hei) und Hu-Stelle in Offenboden.
Auerhuhn	01.08.01	L	Losung auf Stumpf (dbh 48cm, h 40cm).
Auerhuhn	01.08.01	L	Losung auf Stumpf (dbh 48cm, h 45cm).
Auerhuhn	01.08.01	L	
Auerhuhn	01.08.01	F	
Auerhuhn	01.08.01	L	Unter Fichten an Waldrand.
Auerhuhn	01.08.01	L	
Auerhuhn	01.08.01	Hu	Huderpfanne von W + 1 juv, Heidelbeerlosungen.
Auerhuhn	01.08.01	L + F + Hu	Huderpfanne am Stammfuß einer Fichte, einzig trockener Winkel, freie Aussicht hangabwärts, nach oben gedeckt.
Auerhuhn	01.08.01	L+Hu	Losung von He+1juv, Hu-Stelle (He, 1juv).
Auerhuhn	01.08.01	L	
Auerhuhn	01.08.01	Hu	Hu-Stellen in offener Nadelstreu /Stumpf.
Auerhuhn	01.08.01	L + F + Hu	Ca. 5 frische Huderstellen von jungen Auerhühnern oder Haselhuhn. Losungen fast auf jedem Stumpf auf ca. 50 m Strecke entlang Waldrand (dünne Würstchen). Auch fehlende Dunenmauser spricht für führende Auerhenne!
Auerhuhn hangabwärts.	01.08.01	L + F + Hu	Huderpfanne am Stammfuß einer Fichte, trocken wegen Regenschatten, freie Aussicht
Auerhuhn	01.08.01	Hu	Hu-Stelle an Stumpf an Rückeweg/ Boden/Streu.
Auerhuhn	01.08.01		

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	01.08.01	L + F + Hu	Alte, nasse Huderpfanne frei auf Moderholz (einzige mögliche Stelle weit und breit, sonst starke Vergrasung). Losung in der Pfanne und auf einem liegenden Stamm. Frische Dune ca. 20 m weiter unter Altfichten.
Auerhuhn	01.08.01	DB	He+1juv He fliegen auf Schlafbäume (Fichten) ein um 21.15.
Auerhuhn	01.08.01	L + F + Hu	An 4 Stellen Federn. 1 Huderpfanne. Typischerweise meist mehrere je Baumstumpf. Auch an liegendem Holz und Fels Losung. 2 Konzentrationsstellen auf je ca. 50 m verteilt, ca. 150 m voneinander entfernt. Typisch: Nur oberer Schlagbereich frequentiert.
Auerhuhn	02.08.01	F	Teilweise felsiges Gelände!
Auerhuhn	02.08.01	F + Hu	4 Huderpfannen in feiner Erde an warmem, durch dichte „Fichtenästewand" Strahlung reflektierendem Waldrand.
Auerhuhn	02.08.01		Kontrolle vortägiger Aufenthaltsort (He+juv)/ Bestandslücke oberhalb Forststraßenböschung.
Auerhuhn	15.08.01	L + F	Weniger Losung als im Vorjahr.
Auerhuhn	15.08.01	L + F	Waldrand-Platz vom Vorjahr wieder besetzt, obwohl ein Hahn sicher inzwischen umgekommen!
Auerhuhn	15.08.01	L + F + Hu	Losung meist alt, auch ein wenig frische (Baumstümpfe). 1. Huderpfanne freiliegend (alt), 2. an Fuß eines Baumstumpfes. Lokalität stark grasdominiert.
Auerhuhn	15.08.01	Rupfung	Rupfung stammt wohl aus der Balzzeit. Habitatstruktur: kleiner, langer Schlag am Gipfelrücken entlang, halboffen, für Anflug des wahrscheinlichen Prädators Steinadler schon relativ dicht; siehe auch Dias.
Auerhuhn	15.08.01	L	Losung auf quer über Forstraße liegenden Lärchen-Stämmen.
Auerhuhn	15.08.01	L	Auf kleinem Gipfel (typisch) im tw. dichten Wald.
Auerhuhn	15.08.01	L + F + Hu	3 Huderpfannen, 1 ev. von Haselhuhn; ebd. 1 Dune von Haselhuhn oder Auerhuhn juv. Weniger Losung als im Vorjahr.
Auerhuhn	21.09.01	L	Losung auf Baumstumpf, an kleiner Waldlichtung unmittelbar über steiler Hangkante.
Auerhuhn	21.09.01	L + F	Tagesruheplatz auf liegendem Holz (5 Dunen) neben Haselhuhn-Huderpfanne + ca. 50 m östlich (3 Dunen) typisch auf dem kurzrasigsten Erdstück – Gewährleistung von Übersichtlichkeit. Auch typisch: Südexponierter Waldrand.
Auerhuhn	21.09.01	DB	Auffliegen ist zu hören.
Auerhuhn	21.09.01	DB	Henne fliegt ca. 80° steil (contra H. Zeiler) gegen Wind von Lichtung in > 15 m hohe Nadelbaumkronen, zuletzt mit Flügeln nur noch leicht steuernd, aber nicht mehr schlagend. Bleibt verschwunden.
Auerhuhn	28.09.01	L	Auf Baumstumpf.
Auerhuhn	28.09.01	L	Auf Baumstumpf.
Auerhuhn	28.09.01		Auf Boden 100 m östlich A2a.
Auerhuhn	06.10.01	L	He-Losung auf Forststraße.
Auerhuhn	06.10.01	DB	1 M fliegt auf Boden, Revierverhalten, W fliegt von Schlafbaum auf Boden.
Auerhuhn	06.10.01	L+F	Auf Wurzelaufwurf in Fi-Altholz neben Weg 100 m unter A2a; auf begrastem Weg weitere 50 m abwärts, in Fi-Lä-Jungholz.
Auerhuhn	06.10.01	L+F	Auf dickem, 1 m hohem Stumpf auf Lichtung, ev. Balzplatz?
Auerhuhn	06.10.01	L+F	Offb. Tagesruheplatz an Baumwurzel eines Dürrlings. Losungen 3 x auf Baumstümpfen, davon 1 x 50 m waldeinwärts, alle innerhalb 100 m.
Auerhuhn	11.10.01	DB	Abfluggeräusch+Aufbaumen.
Auerhuhn	12.10.01	L	Losung auf Forstweg-Grasstreifen.
Auerhuhn	12.10.01	DB	auf Fichte aufgebaumt, Nahrugsaufnahme Fi-Nadeln.
Auerhuhn anwesend.	12.10.01	DB	Territorialverhalten wie im Frühjahr, jeweils die 2 äußeren Hähne der Balzgruppe waren
Auerhuhn	15.10.01	DB	Huderpfanne, aufgeflogen.
Auerhuhn	18.10.01	L	Auf Baumstumpf auf Grat.
Auerhuhn	28.10.01	L	
Auerhuhn	28.10.01	L	
Auerhuhn	28.10.01	L	
Auerhuhn	30.10.01	L	
Auerhuhn	15.03.02	L	Losung unter Buche inmitten Fichtenbestand.
Auerhuhn	15.03.02	L	Wenig Losung unter Fichte.
Auerhuhn	06.04.02	DB	Schneise auf Hangkuppe, einige liegende Fichten. Ältere Spur führt > 300 m aufwärts. An tiefster Stelle nahe Querung Forststraße 5 gr. Losungshaufen. An höchster Stelle: Hahn läuft in 50 m Entf. in Stangenholz davon (Buchenlaub raschelt). Losung + abgebissene Triebe unter Fichte. Spur ebd. im Kreis.
Auerhuhn	06.04.02	L	Losung auf liegendem Stamm.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	06.04.02	L	Losung auf Baumstümpfen über ca. 80 m Entf.
Auerhuhn	06.04.02	L	300 m lange Spur führt hangaufwärts, z.T. sehr steil und durch recht dichtes Stangenholz (frisch). Landeplatz (Beginn) exakt an Schlagrand unter einem tief herabhängenden Ast. Ende der Spur: In steilem Gelände, jedoch Verebnung (kl. Plateau), hier Spuren im Kreis! Spur folgt in etwa Bergflanke/Grat.
Auerhuhn	06.04.02	L+F+Sp	Ältere Spur (aber < 10 Tage) als A4. Führt u.a. auf kl. Waldwiese (ca. 10x20m) s. steil aufwärts. Gr. Losungshaufen unter Ahorn an Felskante (M.) sowie unter 1 Buche (W.?). Führt auch im Kreis. Führt >100m aufwärts bis auf Plateau, ebd. Stangenholz+Windbruch (viel tot+geworfen – bessere Sicht). Ebd. ganz frische Spuren.
Auerhuhn	11.04.02	L+F+Sp	2 unterschiedl. alte, < 10tägige Spuren führen aufwärts auf Grat, 50 sowie ca. 100 m lang. Fraßplätze: je 1 unter 2 Buchen (W.) und unter 1 Tanne (M.), 2 x auf Jungfichten (1x1 Baum, N-Seite; 1x3 Bäume, Schlag S-seitig) – nur 3 m Höhe! 1x W-Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	11.04.02	Sp	Alte Spur führt aufwärts zu Grat.
Auerhuhn	11.04.02	DB+L+F+Sp	Balzplatz.Föhn. An höchster Kuppe/Altholzrand. Flattersprung-Spuren im Schnee! W-Losung unter 1 Buchen und Fichten-Dickung auf > 100 m verteilt. Spuren führen v.a. aufwärts, sehr viele, alte und ganz frische, auch in dichte Dickung! Nacheinander fliegen 5 W. (aus Dickung/3 m Höhe/15 m Nähe) und 1 M. auf. M. streicht vom Boden aus 25 m Nähe hangparallel über Jungholz in Altholz zurück.
Auerhuhn	11.04.02	Sp	Frische Spur führt in leichten Bögen hangaufwärts.
Auerhuhn	11.04.02	DB	Hahn streicht ca. 30 m vor mir in Kronenhöhe am Bestandsrand abwärts und dann hangparallel fast lautlos über Kronen weiter nach Osten, wohl an ostexponiertem, nordseitigen Altholzrand (schon voll besonnt, mit starken Buchen) aufgescheucht (> 150 m Flugbahn beobachtet).
Auerhuhn	11.04.02	Sp	Ca. 5 Tage alte Spur führt hangaufwärts.
Auerhuhn	11.04.02	L	Losung unter Lärche (Äsungsbaum).
Auerhuhn	11.04.02	L	5 Spuren verschiedenen Alters, aber keine < 5 Tage. Hangaufwärts; 1 zieht > 100 m auf NW-Grat (alt) (hier auch alte? Losung auf Ameisenhaufen) heran; andere > 200 m von NE-Flanke tw. (zuletzt) über Schlag herauf; wird unten im Wald von 2 Spuren gequert; auf Gipfel 10m-Spur, davor und danach An/Abflug! S. Skizze auf Datenblatt.
Auerhuhn	11.04.02	L	Losungen unter 1 Lärche (oberster Schlagrand) und unter 1 Buche (unterster Rand, auf Kuppe) (Randbäume, beste Übersicht).
Auerhuhn	15.04.02	DB	Anflug auf Baum, 2x Überstellen, flattern.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Fliegt rechts von Forstweg ein um 19:45.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Fliegt ein auf Buche, 2x Überstellen (19:42,20:05,20:08).
Auerhuhn	16.04.02	DB	Revierverhalten, Baumbalz.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Revierverhalten, Baumbalz.
Auerhuhn	16.04.02	L	Alte Huderstelle mit –Winterlosung.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Auf Fichte in ca. 2/3 d. Krone, rufend.
Auerhuhn	16.04.02	L	Frühjahrslosung auf Weg, auf Stumpf.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Fliegt von Altholzrand an Forstwegrand-Böschung.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Fliegt über Forstweg hangabwärts über Hahn hinweg.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Baumbalz auf Buche, flattert zu Boden.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Nahrungssuche zu Fuß, pickt von Fichtenzweigen.
Auerhuhn	16.04.02	L	Spuren an Balzplatz mit Kreisen etc.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Revierverhalten ohne Unterbrechung bis 10.00.
Auerhuhn	16.04.02	DB	Baumbalz.
Auerhuhn	17.04.02	DB	Bringt anhaltend gak-.Rufreihen 6:45-7:05.
Auerhuhn	17.04.02	L	Ruheplatz auf Weg (Schneemulde).
Auerhuhn	17.04.02	DB	Einfall zur Bodenbalz um 6:20, Flatterssprünge, tok-Laute.
Auerhuhn	17.04.02	DB	Fliegt an Waldrand ab.
Auerhuhn	17.04.02	L	Unter Schirmfichte.
Auerhuhn	17.04.02	L	Unter Lärche.
Auerhuhn	17.04.02	L	Alte Winterlosung auf liegender Fichte.
Auerhuhn	17.04.02	L	Frische Losung unter Schirmfichte.
Auerhuhn	17.04.02	L	Losung unter Buche.
Auerhuhn	17.04.02	DB+L+Sp	Losungsfunde sowie Spuren an exakt selben Orten wie Ende März 2001: viel frische W.-Losung unter Dickungsfichten an Plateau-Lichtung/Verebnung Westflanke Augustinkogel, ebd. ältere M.-Spuren. Weiter oben M.-Fährten (frischer) entlang Grat, in beide Richtungen, mit Losung. 4 Hennen stieben aus ca. 15 m Entf. aus freier Lärche am Grat davon. M.-Spuren auch auf exaktem Gipfel des Augustinkogels.
Auerhuhn	17.04.02	DB	Revierverhalten, Baumbalz.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	18.04.02	Sp	2 Spuren führen aufwärts, queren Forststraße, ca. 150 m Distanz zwischen Spuren. D.h. 3 Spuren führen innerhalb 300 m auf Augustinkogel! Spur frischer als 1 Woche (damals noch nicht da). Austausch Brennkogel-Augustinkogel? Häufigkeit der Fährten deutet auf mehr als 1 Hahn!
Auerhuhn	18.04.02	Sp	Mind. 200 m lange Spur führt von Balzplatz am Brennkogel aufwärts direkt auf Augustinkogel (meist auf Sattel/Kuppe dahin, auch ca. 100 m breiten Schlag querend).
Auerhuhn	18.04.02	DB+L+Sp	**Balzplatz.** Tw. l. Schneefall, Sterne durch Wolken scheinend, meist aper. Knappen (tok) einzeln ab 4:45, gleich nach Ausschalten der Stirnlampe, nach ca. 15 min. volle Strophen (lichte, NW-exponierte Lärchen-Gruppe, darunter Losung und Spuren). Nach ca 1 h Wechsel des Baumes (Fichte ca. 20 m vor mir). Bis 6:45 volle Strophen. Dann überfliegt Hahn direkt, landet auf Lärche ca. 20 m hinter Beob., schlägt Rad, worgt 1x, nach 2 Dias gleitet er nach Süden > 100m weit langsam davon. Weiterer Schlafbaum: Lärche 10 m neben Schlagrand/Kuppe mit Blinddarmlosung. am Boden: etliche Spuren.
Auerhuhn	23.04.02	L	
Auerhuhn	23.04.02	L	Schlafplatz (>50 Losungen).
Auerhuhn	23.04.02	L	Alte Schneehöhlen.
Auerhuhn	23.04.02	L	3 alte Schneehöhlen.
Auerhuhn	23.04.02	L	
Auerhuhn	23.04.02	L	
Auerhuhn	23.04.02	L	Schneehöhle auf Almfläche.
Auerhuhn	23.04.02	L	
Auerhuhn	23.04.02	L	
Auerhuhn	23.04.02	L	Schlafplatz.
Auerhuhn	23.04.02	L	3 St. an Ameisenhaufen.
Auerhuhn	25.04.02	DB	Flucht.
Auerhuhn	25.04.02	L	Abend-Verhörung (vorj. Balzplatz):Trotz gutem Wetter (warm, kaum Wind, kein Niederschlag) kein Laut. Losung auf ca. 5 m breiter Schneise in dichtem Fichten-Stangenholz.
Auerhuhn	26.04.02	DB	Balz (Regen, nur 1 M).
Auerhuhn	26.04.02	L	Auf Weg in Schnee.
Auerhuhn	26.04.02	L	Auf Forststraße 3 x in je ca. 50 und 100 m Abstand Losung. M.: 1 großer Haufen.
Auerhuhn	26.04.02	L	
Auerhuhn	26.04.02	DB	Henne fliegt „gack"-rufend an, baumt auf.
Auerhuhn	26.04.02	L	Losung einzeln entlang Rückeweg.
Auerhuhn	26.04.02	L	Losung unter Buche, auf Stumpf.
Auerhuhn	26.04.02	L	Losung an liegenden Stämmen auf Grat.
Auerhuhn	26.04.02	L	Losung im Schnee.
Auerhuhn	26.04.02	DB	Bodenbalz, Hahn und Henne fliegen ab.
Auerhuhn	26.04.02	L	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	26.04.02	L	Entlang Grat auf Stümpfen.
Auerhuhn	26.04.02	L+F+Sp	Balzplatzkontrolle. Unter bek. Schlafbaum (Buchen-Überhälter) sehr viel alte Losung. Auch unter locker stehenden Jung-Fichten sehr viel, fast nur M.-Losung (Fraßplätze), sowie auf Freiflächen über ca. 100x150 m. Hennen-Steuerfeder (wohl von Vorjahr) an südexponiertem, flachem Waldrand/Schneise (vorj. Bodenbalzplatz). Keine Balz, lautes Tropfen von nächtlichem Regen.
Auerhuhn	01.05.02	L	
Auerhuhn	01.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	DB	An Wegrand Nahrungsaufnahme, Aufbaumen auf Fichte.
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	In Dickung!
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	02.05.02	L	
Auerhuhn	03.05.02	L	An Wegrand, Kehre.
Auerhuhn	03.05.02	L	Auf Wegmitte, Wiesenstreifen unter Schirmfichten.
Auerhuhn	03.05.02	L	Auf Stumpf, Stamm liegend in Bestandslücke.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	03.05.02		Keine Balz registriert.
Auerhuhn	03.05.02	L	In Fichtenjungbestand an Rückeschneise.
Auerhuhn	03.05.02	L	Auf Schlagrand auf Stümpfen.
Auerhuhn	03.05.02	L	Viel Losung unter Schirmfichten.
Auerhuhn	03.05.02		
Auerhuhn	03.05.02	L	Losung unter den letzten Buchen (4 Buchen, mittel).
Auerhuhn	03.05.02		
Auerhuhn	03.05.02	DB	Hennen-Rupfung.
Auerhuhn	03.05.02	DB (akustisch)	Abendlicher Reviergesang (tok-Laute), wechseln des Baumes durch Abfliegen.
Auerhuhn	04.05.02	DB	Fliegt von Buche hangabwärts.
Auerhuhn	04.05.02	L	Auf Freifläche, unter Schirmfichten, auf Stümpfen.
Auerhuhn	04.05.02	L	Auf Wandersteig unter Lärche (Stamm) am Grat (Ruheplatz).
Auerhuhn	04.05.02	L	Unter Buchen.
Auerhuhn	04.05.02	DB	5x Reviergesang zu hören (tok-Laute) 10.20-10.25.
Auerhuhn	04.05.02	L+Spur	Spuren von Hahn am Bodenbalzplatz (Kreise, Schleifen).
Auerhuhn	04.05.02	DB	Revierverhalten um Balzplätze (2 M kämpfend, 2 M auf Bäumen).
Auerhuhn	07.05.02	DB	Rufe/Ortsdaten A. Schmalzer!
Auerhuhn	07.05.02	Hu	2 Huderpfannen.
Auerhuhn	07.05.02	L	
Auerhuhn	07.05.02		Eventuell 1x Flattern 20:55.
Auerhuhn	08.05.02	DB	Fliegt ab in hohem Bogen in Fichenbestand.
Auerhuhn	08.05.02		Eventuell entfernt kurze Strophen (tok) zu vernehmen 3.50-4.00.
Auerhuhn	08.05.02		Nur alte Winterlosung, wie zuletzt.
Auerhuhn	09.05.02	DB+L+F+Sp+Hu	**Balzplatz.** 13:00-15:00: Hahn läuft sofort angreifend heran, kneift in Beine, schlägt mit Flügeln ein. Voller Strophengesang. Angriffslauf durch Ducken verstärkt. Auf > 100x250 m ausgeführt, auch auf Geländekante über Felsabbruch. Folgt auch über ca. 100x50 m breite Wiese. Laut N. Pühringer Morgenbalz auf Kalblinggrat ca. 100 m höher. Hacken auf Kameralinse. Feindverhalten: Bei Vorbeigleiten eines Mäusebussards (?) ca. 300 m höher hinter Buchen-Stämmen sofortiges Sichern und Laufen von Wiese zu Fichten am Waldrand (10 m), danach allerdings wieder Äsen (nach ca. 5 sec.).
Auerhuhn	10.05.02	DB	Hinter Kehre geht plötzlich Henne ca. 15 m vor Wagen; An- und Abstellen desselben macht ihr nichts; äst sichernd am Straßenrand; fliegt ca. 10 m auf steile Böschung hinauf und äst weiter; läuft in Fichtendickung hangaufwärts. Wohl Brutpause!
Auerhuhn	10.05.02		Losung auf Kiesstellen an Forststraßenrand sowie auf Baumstumpf (W.) in 15 m Entfernung.
Auerhuhn	10.05.02	L	Losung auf Forststraße, relativ frisch.
Auerhuhn	10.05.02	DB	Balz/Ortsdaten A. Schmalzer!
Auerhuhn	11.05.02	DB+L	**Balzplatz:** keine Balz (8:20 ff). Hahn streicht von Kuppe aus ca. 30 m Entfernung wohl Fahrspur (Flugschneise) entlang nach Osten hinab (mind. 100 m bis Forststraße). Losungen weit verstreut (über 200 m), auch typisch auf Kuppe/Baumstumpf mit Überblick, von Hahn und Henne, aber auch in Hang mit dichtem Fichtenstangenholz und großen Einzelbuchen (ganz frische von Hahn, über 50 m hin). Gesamt 3 frische und 1 alte Hennenlosung und 6 frische und 5 alte Hahnenlosungen. Winterlosung auch an Forststraßen-Kehre an Mieseck-Nordost-Flanke (500 m nördlich Gschwandnerlucke).
Auerhuhn	11.05.02	DB	Balz/Ortsdaten Lois!
Auerhuhn	15.05.02	L	
Auerhuhn	15.05.02	L	
Auerhuhn	16.05.02	DB	2x kurze Strophe mit tk-zu hören (Hauptschlag).
Auerhuhn	17.05.02		Gezielte Absuche: keine Hinweise.
Auerhuhn	17.05.02	DB	Reviergesang, mehrmals verhört.
Auerhuhn	17.05.02	Hu	Frische Hu-Stelle in Nadelstreu an Stamm v. Fichte.
Auerhuhn	18.05.02	DB	Baumbalz, Reviergesang bis 4.30; 5.08; 8.15-8.20.
Auerhuhn	27.05.02	DB	Brütend.
Auerhuhn	28.05.02	L	Hahn nahrungssuchend an bewachsenem Rückeweg.
Auerhuhn	28.05.02	Hu	Huderstelle in Nadelstreu unter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	05.06.02	F	Geschlüpft, 8 Eischalen.
Auerhuhn	05.06.02	DB	
Auerhuhn	12.07.02	L	Losungen auf Baumstümpfen über ca. 100 m verteilt.
Auerhuhn	12.07.02	L	1 Losungswürstchen auf Wurzelaufwurf.
Auerhuhn	12.07.02	L	3 Losungswürstchen auf Baumstumpf.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	12.07.02	Hu+F	Huderpfanne an ostexponierter Seite eines Wurzelaufwurfs. Ältere Nutzung. Siehe Dias!
Auerhuhn	19.07.02	DB+F	2 **nicht führende Hennen** fliegen aus ca. 20 m Entfernung ca. 2 m nebeneinander einige Meter fast hubschrauberartig senkrecht hoch und den Hang einige Meter hoch hinab, in Wipfelhöhe der einzeln stehenden Jungfichten. Wenige Sekunden später folgt Hahn aus ca. 20 m tieferer Position.
Auerhuhn	19.07.02	L+F	1 ganz frische Dune (1 Tag alt) auf Kuppe, 50 m darunter alte Dune + Losung auf Baumstumpf, feuchte BK593Stelle mit modrigem Buchenlaub (im Mai genutzt?) im Bu-Altholz nahe Fi-Dickung.
Auerhuhn	19.07.02	L	1 frische und 3 alte Losungen; 1 auf Stamm/1 auf Boden/2 auf Baumstumpf.
Auerhuhn	19.07.02	L+F+Hu	Losung in Huderpfanne und auf Boden 5 m weiter. Huderpfanne unter auf 1 m herunterhängendem Einzelfichten-Ast (typisch, Nässe-Schutz + freie Sicht).
Auerhuhn	22.07.02	DB+F+L+Hu	Hahn streicht aus ca. 70 m Entf. von leicht höherer Position eben nach Osten durch relativ dichten Bestand bodennah davon. Gleiche Stelle wie Vorjahr! Junger Bestand aufgrund von Auflichtungen/kl. Windwürfen geeignet.
Auerhuhn	22.07.02	Hu	Viele Mauserfedern.
Auerhuhn	22.07.02	L+F	
Auerhuhn	22.07.02	L	Auf Stümpfen, Stein.
Auerhuhn	22.07.02	L+F	2 Stoßfedern synchron gemausert auf Stumpf.
Auerhuhn	22.07.02	DB	Ein Hahn in Steuer-Mauser (auffallend kurz) streicht fast „bremsflugartig" ca. 50 m neben mir durch Fichtenkronen herab und über Forststraße im „Tal" auf kleines Plateau weiter (>200 m Flugstrecke).
Auerhuhn	22.07.02	L	Auf Stümpfen, frische Losung.
Auerhuhn	22.07.02	F	
Auerhuhn	22.07.02	Hu	Huderstelle in Wurzelteller; Buche: Mauserfedern.
Auerhuhn	22.07.02	L	
Auerhuhn	22.07.02	Hu	Jährlingsfeder aus 2001.
Auerhuhn	22.07.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	22.07.02	Hu	
Auerhuhn	22.07.02	Hu	1größere+2 kleinere Mulden (alt) an Stumpf in Mulm.
Auerhuhn	22.07.02	DB+L+F+Hu	Trupp huscht von Schneise seitwärts in Dickung, alte Henne bleibt zurück und „friert" ca. 20 m vor mir auf liegendem Stamm ein. Läuft nach ca. 10 sec. den Vorgängern nach. Dahinter „orr"-rufe zu hören. Nachsuche negativ. – Rückkehr: alte Henne läuft auf anderer Seite der Schneise weg und fliegt sogar kurz prasselnd auf! Ebd. Nachsuche ebenfalls negativ.
Auerhuhn	22.07.02	L	Unter Schirmfichten, TRP von führender Henne?
Auerhuhn	22.07.02	Hu+L	Huderstelle an liegenden Stamm in Mulm.
Auerhuhn	22.07.02	L	
Auerhuhn	22.07.02	L+F	L auf Warten: Stümpfe (0,6 und 0,8m). Viele Stümpfe genutzt.
Auerhuhn	22.07.02	L+F	Auf 3 Stümpfen Losung von Hahn, Mauserfeder.
Auerhuhn	22.07.02	L+F+Hu	1 Losungswürstchen auf Baumstumpf, der aus Jungfichte ragt.
Auerhuhn	22.07.02	L+F	3-4 Losungen auf Baumstümpfen, 1 an Stammfuß. Hennenaufenthalt wie im Vorjahr!
Auerhuhn	22.07.02	L	Jugendlosung/Ortsdaten A. Schmalzer!
Auerhuhn	23.07.02	HU	1größere + 4 kleinere Mulden (alt) an Stamm-Wurzel in Erde.
Auerhuhn	23.07.02	F	Rupfung auf liegenden Stamm (Buche).
Auerhuhn	23.07.02	F	Mausesfeder an Stamm liegend an Rupfungsstelle.
Auerhuhn	23.07.02	HU	An Huderstelle.
Auerhuhn	23.07.02	L+F	Losung auf Stümpfen.
Auerhuhn	23.07.02	L+F	Losung an Stamm auf Lichtung (r=6m).
Auerhuhn	23.07.02	L	
Auerhuhn	23.07.02	L	Losung auf Stümpfe.
Auerhuhn	23.07.02	L+F	Hahnenmauserfeder unter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	23.07.02	F	Mauserfedern von He in Quellflur im Bestand, von H unter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	23.07.02		Nur ältere Losung auf Stümpfe von Henne, Winterlosung von Hahn.
Auerhuhn	23.07.02	Hu	Kontrolle Huderstelle: nicht benutzt, keine Losung auf Forststraßen.
Auerhuhn	23.07.02	Hu	Kontrolle von 3 Huderstellen: keine aktuell benutzt, keine Mauserfedern!
Auerhuhn	23.07.02	DB (akustisch)	H abfliegend, He rufend 7:48.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Hu-Stelle direkt unter Hochstand.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Hu-Stelle in Nadelstreu.
Auerhuhn	24.07.02	L	Auf Stumpf, Stamm liegend in Bestandslücke.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	24.07.02	L	Auf Wegen.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	An Fi-Wurzel in Mulm.
Auerhuhn	24.07.02	L+F	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Hu-Stelle in Nadelstreu an Wurzel.
Auerhuhn	24.07.02	L+F	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	An umgekippter Wurzel in Erde, + 2 ältere Hu-Stellen dort.
Auerhuhn	24.07.02	L+F	Auf liegendem Stamm.
Auerhuhn	24.07.02	L+F	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	24.07.02	L+F	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Unter umgestürzter Wurzel (Buche).
Auerhuhn	24.07.02	Hu+F+L	Hu-Stelle in Wurzelstrunk, Erdaufwurf, Kreuzungspunkt von Rückewegen.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Hu-Stelle frischgenutzt, neben Kontrollzaun unter liegendem Stamm.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	Stoßfeder (1-2jähriger Hahn) auf Wildwechsel liegend.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	Stümpfe.
Auerhuhn	24.07.02	Hu	Hu-Stelle unter Fichtenzweigen an Rand.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	L auf Stümpfen, Anhöhen, Erdanrissen.
Auerhuhn	24.07.02	L	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	Stümpfe.
Auerhuhn	24.07.02	F+L	Viele Mauserfedern entlang bewachsener Rückeschneise, unter Fichtenzweigen.
Auerhuhn	24.07.02	Hu+F+L	3 Hu-Stellen, Nadelstreu, offene Erde.
Auerhuhn	19.08.02	L+F+Hu	Wichtig und typisch: weithin freie Aussicht von Huderwannen auf Gegenhang (panoramaartig). Wannen (mind. 3) typ. an Oberkante der Forststraßenböschung, sonnenexponiert, allerdings atypisch flaches Gelände.
Auerhuhn	19.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	19.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	19.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	19.08.02	L	Losung auf ca. 1 m hohem Baumstumpf.
Auerhuhn	19.08.02	L+F+Hu	1 Steuerfeder + Losung an Baumstumpf in Verebnung an Zusammentreffen mehrerer Grenlinien/Plateaulage/Sattel; 1 frische Dune ca. 30 m oberhalb auf Schlag in möglicher Huderpfanne/Wurzelaufwurf/offener Boden.
Auerhuhn	19.08.02	L+F	Losung auf Baumstumpf an Jungfichten im Gipfelbereich mit freier Sicht auf Schlag nach Westen hinab; Hennen-Dunen frisch, auf ca. 40 cm hohem Baumstumpf, in Optimalphase neben Fichten-Jungwuchs-Horst.
Auerhuhn	19.08.02	L	Steiniger, steiler Grat.
Auerhuhn	23.08.02	Hu+F	Huderpfanne typischerweise gedeckt unter auf 1 m Höhe herabreichendem Fichtenast, dennoch gute Übersicht. 2 weitere Kuhlen in der Nähe. Siehe Dias.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losungen auf Baumstümpfen, Inhalt: Lärchen-Nadeln.
Auerhuhn	23.08.02	L+F	Losung auf Baumstümpfen (3) und Boden (2), Federn in Heidelbeeren (st. fruchtend) und am offenen Boden, auf ca. 100 m verstreut und frisch. Siehe Dias.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losung auf ausgescharrtem Ameisenhaufen unter Schirmfichte, mit Schneehasen-Losung.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losung am Boden, große Menge.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losungen auf Baumstümpfen, Inhalt: Lärchen-Nadeln.
Auerhuhn	23.08.02	L+F	Losungen auf Baumstümpfen, Inhalt: Lärchen-Nadeln.
Auerhuhn	23.08.02	L	Losungen auf Baumstümpfen, Inhalt: Lärchen-Nadeln.
Auerhuhn	23.08.02	L+F	Losung auf Baumstümpfen, alt+frisch, letztere ohne und mit Heidelbeere; 2x kleiner Durchmesser wie bei Jungvögeln. 13 Dunen W + 2 Dunen M meist frisch.
Auerhuhn	26.08.02	L+F+Hu	2 Huderpfannen mit 11 Dunen in ca. 2 m Entfernung (lichtes Stangenholz mit viel liegendem Astmaterial); Ruheplatz (bei Regen?, Schlafplatz?) unter Jungbuche 15 m oberhalb mit Dickung „im Rücken"; weitere 5 m oberhalb 26 (!) Dunen samt Losung um Baumstumpf (Aussichtsplatz).
Auerhuhn	26.08.02	L+F+Hu	Huderpfanne typischerweise nach hinten-oben gedeckt (Bu-Jungholz) und nach vorne-unten freie Sicht für ungestüme Abflug-Möglichkeit. Oberhalb Forststraße.
Auerhuhn	26.08.02	L	Losungen auf Baumstumpf neben Jungfichten sowie auf liegendem Lärchenstamm ca. 10 m daneben.
Auerhuhn	26.08.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	26.08.02	L	Losung am Boden.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn	31.08.02	F	Frische Jungendmauser-Schwinge unter Baumstumpf.
Auerhuhn	31.08.02	L	Losung auf liegendem Stammstück (1,5 m lang). Strukturierung der Fi-Dickung durch Forststr. und kl. Lichtung.
Auerhuhn	05.09.02	L	Große Menge riechender Losung unter starker Buchen-Krone – vom Baum sitzend abgegeben. Unerwartetes Habiat/zufälliger Fund.
Auerhuhn	05.09.02	Hu	Auf Mulm, verwitteter Stamm.
Auerhuhn	05.09.02	L	Auf Stümpfen.
Auerhuhn	05.09.02	DB	Fliegt unter Buche ab.
Auerhuhn	05.09.02	F+L	
Auerhuhn	05.09.02	Hu	Hu-Stelle an Kontrollzaun, Wurzelanlauf Fichte.
Auerhuhn	05.09.02	Hu	Hu-Stellen-Kontrolle, wieder benutzt.
Auerhuhn	05.09.02	Hu+F+L	Hu-Stellen-Kontrolle, benutzt, Mauserfeder.
Auerhuhn	06.09.02	L+Hu	Huderpfanne am Fuß eines Baumstumpfes (Dia).
Auerhuhn	06.09.02	L	Losung auf Baumstumpf.
Auerhuhn	06.09.02	L+F	Losung (2x) und Feder auf liegendem Stamm.
Auerhuhn	06.09.02	L+F	Losung auf und neben Baumstümpfen (auf 50 m Entfernung verstreut).
Auerhuhn	06.09.02	F+L+Hu	Huderpfanne auf Wurzelaufwurf 2 m über Talsenke (gute Lage gegen Überraschungen) (Dias).
Auerhuhn	06.09.02	Hu	HU-Kontrolle, Mauserfeder
Auerhuhn	09.09.02	DB+L+F+Hu+Sp	1 Ex (M?) fliegt aus ca.15 m Höhe aus Nadelholzkronen hangabwärts weg (30 m Entfernung, polternd, unterhalb Forststraße/Standort). – 10 min. später streicht Auerhenne lautlos ca.30 m oberhalb Forststraße/Standort eben durch Stämme. Im oberen Randbereich der Forststraße/entlang aufwärts führender Fahrspur insgesamt 4 frische Huderpfannen. Trittsiegel im Schlamm (Dias).
Auerhuhn	09.09.02	L+F	Losung+Dune auf Baumstumpf an freierer, Überblick bietender Stelle/Zusammentreffen von 3 Schlag-Generationen (s. Skizze).
Auerhuhn	09.09.02	L+F+Hu	Ganzer Bestand (ca. 200x200 m) voll von Heidelbeerlosung, alten + frischen Federn, die in Heidelbeeren hängen!
Auerhuhn	09.09.02	L	Losung auf liegendem Stamm auf Forststraße.
Auerhuhn	14.09.02	L	
Auerhuhn	14.09.02	L	
Auerhuhn	16.09.02	L+F+Hu	4 Losungswürstchen auf Baumstümpfen am Hang; nahe Kuppe 50 m darüber Huderpfannen zw. Wurzelaufwurf und Forstzaun.
Auerhuhn	01.10.02	DB	Fliegt von Lä ab in Fi-Lä-Bestand an Forststraße.
Auerhuhn	01.10.02	L+Sp	Nahrungssuche an Jungfichten (Zweige beäst).
Auerhuhn	02.10.02	L	Losungen auf Baumstümpfen, in ca. 5 m Entfernung (Dias mit Panorama).
Auerhuhn	02.10.02	L+F+Hu	Hennen-Huderpfanne (nur 1 Dune) im Wald, gemeinsame Pfanne (nur 1 Hennen-Feder) am Waldrand/Bachnähe, Hahnen-Pfanne im Wald/an Baumfuß. Losung von Henne typischerweise auf Schlag/Baumstümpfen (ca. 10 m außerhalb Waldrand); im Wald beide Geschlechter. Alle Spuren auf ca. 100 x 200 m großen Raum verteilt.
Auerhuhn	02.10.02	L+F+Hu	Spuren auf ca. 100 m verteilt (oberer Bestandsrand, unterhalb Schlag) . Losung und Dunen typisch auf ca. 2 m erhöhter Kuppe/Baumstumpf (Tagesruheplatz? -Übersicht/Sicherheit),aber auch am Boden (li.Heidelbeeren/Fi-Nadelstreu). Steinadler-Feder zeigt Affinität zu lichtem Bestandsrand/erhöhtes+ermöglichtes Prädationsrisiko durch starke Fragmentierung der Althölzer. Huderpfanne an Fuß von Baumstamm.
Auerhuhn	Aug/Sept.2000		Letzte S-Kurve vor Zöbelb. 2 x gesehen.
Auerhuhn	ca. 15.8.2000		1 He läuft entlang Forststraße in Bestand.
Auerhuhn	Ende August 2000		3 H fliegen ab Gschwandnerlucke.
Auerhuhn	Frühjahr 2000		2 He regelmäßig angetroffen.
Auerhuhn	Frühjahr 2000		1 H angetroffen.
Auerhuhn	Frühjahr 2000		1 H angetroffen.
Auerhuhn	Ju/Aug 1997		Forststraße Jungwald.
Auerhuhn	Juli/Aug. 2000		1 H + juv beobachtet (4-5) von Hochstand aus auf Schlag.
Auerhuhn	Juli/August 2000		1 H + juv (6) mehrmals angetroffen.
Auerhuhn	Juni/Juli 2000		
Auerhuhn	Sept/Okt. 2000		1 H streicht ab u. zu abends in Gschw. ein, sonst weit u. breit keine Auerhühner (auch keine Gesperre) gesehen.
Auerhuhn	vor 3-4 Jahren ?		Nest an Lärchenstamm.
Auerhuhn			Ebenforst.
Auerhuhn (?)	30.05.01	DB	1x tok (Hauptschlag) zu hören, später nicht mehr.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Auerhuhn (Birkhuhn?/Franz Müller)	06.09.02	F	1 Feder auf liegendem Stamm.
Auerhuhn (ev. Birkh.)	12.05.00		Auf Grat.
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	10.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	10.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	12.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	30.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	30.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	30.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	30.08.00		
Auerhuhn juv./			
Haselhuhn	30.08.00		
Auerhuhn (?)	30.08.00		
Auerhuhn/ Birkhuhn	28.09.01	L	Losung am Boden.
Auerhuhn/Haselhuhn	26.08.00		
Auerhuhn?	30.08.00		
Birkhuhn	29.04.00		
Birkhuhn	03.05.00		Balzgesang.
Birkhuhn	04.05.00		
Birkhuhn	04.05.00		Balzgesang.
Birkhuhn	17.05.00		
Birkhuhn	17.05.00		Balz.
Birkhuhn	17.05.00		
Birkhuhn	17.05.00		Balz.
Birkhuhn	17.05.00		
Birkhuhn	17.05.00		
Birkhuhn	24.05.00		Balz.
Birkhuhn	25.05.00		Balzgesang.
Birkhuhn	25.05.00		
Birkhuhn	25.05.00		Balz u. Federn.
Birkhuhn	25.05.00		
Birkhuhn	25.05.00		Balz.
Birkhuhn	25.05.00		
Birkhuhn	25.05.00		
Birkhuhn	26.05.00		
Birkhuhn	20.08.00		
Birkhuhn	19.01.01	DB	Nahrungssuche auf Lärche, sichert auf unterem Ast v. Lärche.
Birkhuhn	23.03.01	DB	Territorialverhalten auf Balzplatz.
Birkhuhn	04.05.01	DB	1 H geht entlang Schneefeld, Revierverhalten bis über Kuppe (Gipfelkreuz) N-Seite.
Birkhuhn	10.05.01	DB	1 H bringt anhaltend Kullern aus Bereich Haidenalpe.
Birkhuhn	10.05.01	DB	2 H Revierverhalten, Kulllern weit zu hören, Standort nicht einsehbar.
Birkhuhn	17.05.01	L	Ehem. Schneehöhle.
Birkhuhn	20.05.01	L	
Birkhuhn	20.05.01	L	
Birkhuhn	21.05.01	DB	Balz.
Birkhuhn	21.05.01	L	
Birkhuhn	21.05.01	L	
Birkhuhn	21.05.01	DB	Balz.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Birkhuhn	22.05.01	DB	Baumbalz.
Birkhuhn	22.05.01	L	
Birkhuhn	24.05.01	L	
Birkhuhn	25.05.01	DB	Vom Schlafplatz abgeflogen.
Birkhuhn	25.05.01	DB	Rufend, auf Lärche.
Birkhuhn	25.05.01	DB	Balz zu hören.
Birkhuhn	25.05.01	DB	Balz zu hören.
Birkhuhn	25.05.01	DB	Balz.
Birkhuhn	25.05.01	L	
Birkhuhn	28.05.01	DB	Schwache Balz.
Birkhuhn	28.05.01	DB	Auf Lärche, nicht balzend!
Birkhuhn	30.05.01	DB	Beginnt Revierverhalten in Lärche, wechselt Standort zu Lärche, Baumbalz.
Birkhuhn	30.05.01	L	TRP unter Latschenzweig an Wanderweg (Wanderwegbreite 0,8-1,0m).
Birkhuhn	30.05.01	DB	1 Hahn fliegt auf Lärche, bringt Revierverhalten+ Zischen, fliegt ab.
Birkhuhn	30.05.01	L	Unter Latschen, Eberesche, Felsband.
Birkhuhn	30.05.01	L	TRP unter Latsche (kleine Fichten).
Birkhuhn	30.05.01	Hu	Hu-Stelle auf Ameisenhaufen unter Latschenzweig an Wanderweg.
Birkhuhn	30.05.01	DB	RevieRevierverhaltenerhlaten 4:20-8:00, Störung durch Wanderer 7:50, Abflug.
Birkhuhn	30.05.01	DB	1 Hahn Revierverhalten+, He fliegt rufend über Latschen in Lä-Bestand.
Birkhuhn	30.05.01	Hu	Hu-Stelle wieder in inaktiven Ameisenhaufen unter Latsche (H 40-50) an Wanderweg.
Birkhuhn	31.05.01	DB	1 H balzend verhört.
Birkhuhn	31.05.01	DB	2 H balzend verhört, davon 1 H auf Lärche.
Birkhuhn	31.05.01	DB	1 H balzend verhört.
Birkhuhn	31.05.01	DB	2 H auf Balzplatz sitzend bei Regen, kurze Phase Revierverhalten.
Birkhuhn	02.08.01	L	TRP unter 3-stämmiger Schirmfichte (dbh 38-43cm).
Birkhuhn	02.08.01	L+Hu	Hu-Stelle (18x18cm) unter Schirmfichte, tiefbeastet an Hangkante.
Birkhuhn	24.08.01	L	Alte Losung unter Latsche (TRP) auf Fels.
Birkhuhn	24.08.01	Hu	Hu-Stelle (18x19cm) an Wanderweg, unbenutzt.
Birkhuhn	24.08.01	Hu	Hu-Stelle auf inakt. Ameisenhaufen unter Latsche/Nähe Wanderweg/Felsrasen.
Birkhuhn	24.08.01	L	TRP unter Fichte (Schirmfichte)/Rasenfläche.
Birkhuhn	24.08.01	L	Losung an Wanderweg auf Latschen-Strunk.
Birkhuhn	28.10.01	L	Im Kampfwald.
Birkhuhn	17.04.02	L	Unter Schirmfichten und an Vegetationsstreifen (aper) entlang Wandersteig.
Birkhuhn	17.04.02	DB	Ausdauerndes Territorialverhalten, Kämpfe bis 9.:25, am Tagesruheplatz an Lärchen-Stamm.
Birkhuhn	17.04.02	DB	Auf und an Balzplatz, baumen auf Lärche auf, Nahrungsaufnahme, Abflug 8:58-9:12.
Birkhuhn	17.04.02	DB (akustisch)	Balzstrophen verhört, zuletzt 10:09.
Birkhuhn	18.04.02	DB	Keine genaue Lokalisierung, Gesang von Brennkogel aus zu hören.
Birkhuhn	18.04.02	DB	Hahn auf Lärchenspitze, von Gegenhang (Brennkogel) aus beobachtet (vormittags).
Birkhuhn	23.04.02	L	Alte Schlafhöhlen.
Birkhuhn	23.04.02	L	Alte Schlafhöhlen.
Birkhuhn	23.04.02	L	2 alte Schlafhöhlen.
Birkhuhn	23.04.02	L	Fährte.
Birkhuhn	26.04.02	DB	Auf Balzplatz Revierverhalten
Birkhuhn	03.05.02	DB	Balzverhalten, Hahn zieht Kreise auf Schneefeld nahe Fi-Lä-Bestand.
Birkhuhn	03.05.02		
Birkhuhn	03.05.02	DB	Balzverhalten, fliegt 7.12 in Latschenfeld ein.
Birkhuhn	04.05.02	DB	Auf Balzplatz, zieht weite Schleifen zum Latschenfeld gerichtet.
Birkhuhn	08.05.02	DB	Balzend entlang Waldrand, ständig laufend, vermutlich Henne in der Nähe, ab u. zu Nahrungsaufnahme.
Birkhuhn	10.05.02	DB	Abendbalz, aus 3 km zu hören.
Birkhuhn	11.05.02	DB	Aus 3 km zu hören/zu sehen.
Birkhuhn	15.05.02	L	
Birkhuhn	15.05.02	L	
Birkhuhn	15.05.02	DB	Im Flug.
Birkhuhn	16.05.02	DB (akustisch)	Bringt Revierrufe (Zischen, kurze Kullerstrophe).
Birkhuhn	17.05.02	L	Nahrungssuche an niedrigen Rasen, Vaccinien, Ruheplätze unter Fichten, an Moderholz.

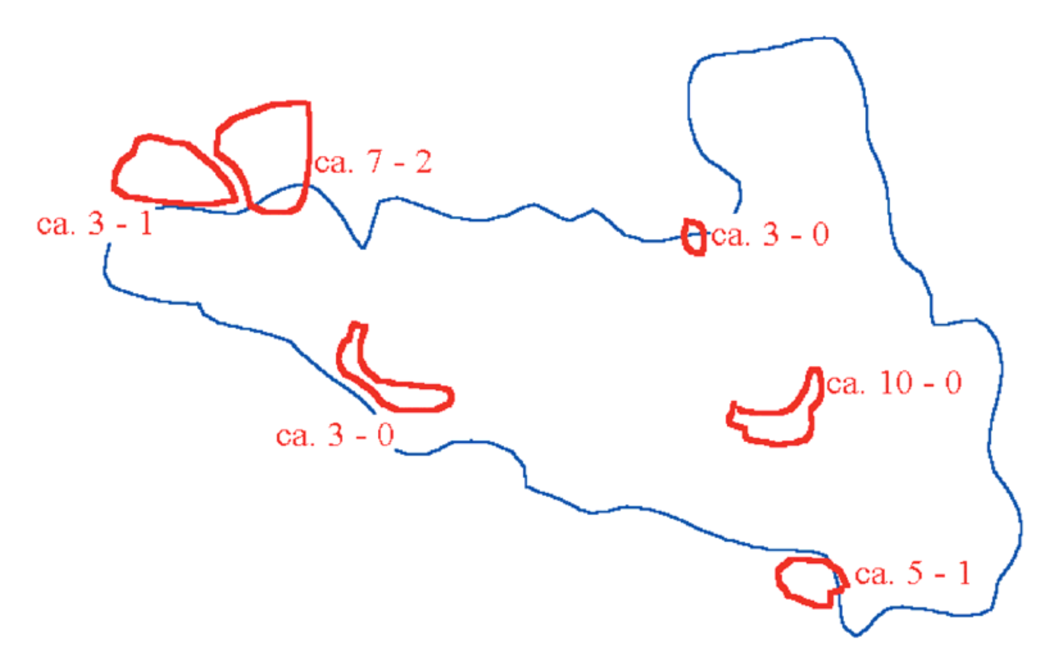
Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Birkhuhn	17.05.02	F	Auf 4m breiter Rückeschneise.
Birkhuhn	17.05.02	DB	Unter Fichten an Tagesruheplatz, geht in Fichtenjungwuchs hinein, direkt an Rückegasse.
Birkhuhn	17.05.02	DB (akustisch)	H Revierverhalten+ balzend.
Birkhuhn	17.05.02	DB (akustisch)	Hennen-Rufe 5:13, H Revierverhalten+ balzend.
Birkhuhn	17.05.02	DB (akustisch)	H Revierverhalten+ balzend.
Birkhuhn	17.05.02	DB (akustisch)	Reviergesang 13:34-43.
Birkhuhn	17.05.02	DB (akustisch)	H Revierverhalten+ balzend.
Birkhuhn	17.05.02	DB	Baumbalz auf Lärche.
Birkhuhn	18.05.02	L	Kothaufen von verm. Schneehöhlenübernachtungen.
Birkhuhn	18.05.02	DB	Balzend in Lichtungen auf Schneefeldern zwischen Fi+Lä.
Birkhuhn	18.05.02	DB	Auf Schneefeld, ab 7.50 auf Lärche balzend+Nahrungssuche, Abflug 8.25.
Birkhuhn	22.05.02	DB	Abendbalz.
Birkhuhn	23.05.02	DB	Balz.
Birkhuhn	23.05.02	L	
Birkhuhn	23.05.02	DB	Balz/äsend auf Lärche.
Birkhuhn	28.05.02	L	Frische Losung auf Felsband, unter Schirmfichten (Ruheplatz).
Birkhuhn	28.05.02	DB (akustisch)	Hahn bringt Zischen ab 6:05-7:50; 9:28, kein Kullern; 1 Henne ruft 6:32.
Birkhuhn	02.06.02	DB	Balz.
Birkhuhn	02.06.02	DB	Balz.
Birkhuhn	02.08.02	Hu	Huderstelle unter Fichten in Mulm zw. Steinen, geschwendete Fläche.
Birkhuhn	02.08.02	L	Losung entlang Waldrand, Weidezaunlinie, keine Hinweise auf Henne.
Birkhuhn	05.09.02	Hu+F	Mauserfeder.
Birkhuhn	05.09.02	F	Mauserfeder.
Birkhuhn	06.09.02	DB	Abfliegend aus Waldrand/Weide in Bestandslücke hangabwärts 9:05.
Birkhuhn	06.09.02	DB	Unter Fichte abfliegend in Schneise, nicht führend.
Birkhuhn	06.09.02	DB (akustisch)	Balzend 7:35-8:00.
Birkhuhn	14.09.02	L	
Birkhuhn	19.09.02	F	Auf Weg.
Birkhuhn	19.09.02	DB	Flattert rufend ab 15:55.
Birkhuhn	19.09.02	Hu	2 Hu-Stellen in Grus an Windwurf (älter).
Birkhuhn	19.09.02	Hu	1 Hu-Stelle unter umgestürzter Fichte, v. Wurzel überdeckt.
Birkhuhn	19.09.02	L	Auf Ameisenhaufen.
Birkhuhn	20.09.02	Hu+L+F	Mauserfedern auf offener Stelle (3x5), Äsungsplatz.
Birkhuhn	20.09.02	L	Tagesruheplatz.
Birkhuhn	20.09.02	DB	Bringt Reviergesang: Zischen,7:30.
Birkhuhn	20.09.02	F+L+Hu	Frische Losung, Huderstelle in Jungbestand: Durchforstungslücken.
Birkhuhn	01.10.02	L+Sp	Nahrungssuche an aperen Zwergsträuchern, direkte Nutzung von Ameisenhaufen, TRP unter tiefen Fichten.
Birkhuhn	01.10.02	Hu	
Birkhuhn	01.10.02	L	Zahlreiche Losungen auf Stümpfen in Schlag, Jungbestand Oberkante.
Birkhuhn	01.10.02	L+Sp	W+1diesjähriger Vogel zusammen nahrungssuchend entlang aperen Stellen unter Latschen.
Birkhuhn	01.10.02	L+Sp	Nahrungssuche an herausragenden Heidel-/Preiselbeeren.
Birkhuhn	01.10.02	DB	Hahn streicht von Hang ins H.-Tal auf Fichte, sichert, Abflug 8:34 in Fi-Lä-Hangwald hangabwärts.
Birkhuhn	01.10.02	DB	1 He kommt hoch im Luftraum von GGB kommend und gleitet auf Gegenhang KGB ein, sausend.
Birkhuhn	01.10.02	DB (akustisch)	1 H bringt nach Einfall von Henne um 13.38-13.42 Kullern aus Bestand Fi-Lä.
Birkhuhn/			
Auerhuhn	03.04.01	L	Ein Losungsstück unter Lärche im Schnee, sehr steile Lage.
Haselhuhn	2001	DB	Laut Jäger an dieser Stelle „immer wieder „ bzw. „regelmäßig“ zu beobachten.
Haselhuhn	01.03.00		Rufe nach Störung?
Haselhuhn	21.03.00		Spontaner Gesang.
Haselhuhn	11.04.00		
Haselhuhn	22.04.00		
Haselhuhn	22.04.00		
Haselhuhn	25.04.00		Syntop mit Auerhuhnspuren; Losung weißgehäubt.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Haselhuhn	28.04.00		
Haselhuhn	28.04.00		Gesang.
Haselhuhn	28.04.00		Nachtruhplatz von Paar 1,2m im Abstand im Schnee in Bestandslücke und auf Schneise.
Haselhuhn	29.04.00		
Haselhuhn	03.05.00		
Haselhuhn	07.05.00		
Haselhuhn	10.05.00		Gesang 3x.
Haselhuhn	11.05.00		Losungsstellen im Abstand 65cm auf Schneefeld unter Fichten.
Haselhuhn	12.05.00		
Haselhuhn	08.08.00		Abflug aus Tagesruheplatz unter Schirmfichte in Stangenholz.
Haselhuhn	10.08.00		
Haselhuhn	14.08.00		Reviergesang.
Haselhuhn	24.08.00		Lt. J. Schoißwohl hier auch Totfund.
Haselhuhn	24.08.00		Losung könnte auch von Auerhühnern stammen, Huderpfanne war aber recht klein + mit kl. Dunen.
Haselhuhn	26.08.00		
Haselhuhn	30.08.00		Warnrufe (pit-pit, piu) wiederholt aus Fi-Bu-Dickung an Forststraße, Ab/aufflattern.
Haselhuhn	31.08.00		Huderstelle: an Fi-Strunk (Mulm, Streu).
Haselhuhn	31.08.00		Reviergesang, beginnt mit si-Rufen, dann Gesang.
Haselhuhn	31.08.00		Fliegt von Forststraßen-Graben zu Bestandsrand in Fichten-Stangenholz.
Haselhuhn	30.09.00		
Haselhuhn	Okt.00		1 H Spissen, kommt heran mehrmals.
Haselhuhn	Okt.00		1 H spissend.
Haselhuhn	05.10.00		
Haselhuhn	10.10.00		Heranlaufen verhört, kurzes Rascheln, Rufe und Aufbaumen.
Haselhuhn	10.10.00		Fliegt hoch und landet in Fichte ca. 10m von Standplatz entfernt, si., keine Rufe, bleibt sitzen.
Haselhuhn	10.10.00		Reviergesang auf Locken, nur 1x Strophe entfernt jenseits des Salzabaches.
Haselhuhn	11.10.00		M fliegt über Wiese (>30m) heran und landet in Fichte, keine Rufe, 2. Ex (W?) bringt 3x wispernd-pfeifende Laute aus Altbestand am Boden.
Haselhuhn	11.10.00		Fliegt purrend im Bestand ab/auf über Wanderweg, keine Rufe od. Gesang.
Haselhuhn	11.10.00		Heranlaufen, pit-pit-Rufe (Plittern), läuft über Weg, kein Reviergesang, baumt auf 16:43.
Haselhuhn	16.10.00		Göritzstraße.
Haselhuhn	18.10.00		
Haselhuhn	20.10.00		Paar fliegt vor Auto von ungedecktem Waldbereich an Forststraße etappenweise ca. 20 m steil hangaufwärts in dichteren Bereich u. läuft dort weiter hinauf.
Haselhuhn	20.10.00		1 Vogel fliegt 15 m neben Auto leicht abwärts auf, landet 40 m entfernt auf Weg in halbhohem Gras. Bei Abstellen des Motors läuft er über Weg in Gras in Deckung. Bei Annäherung fliegt er 10 m entfernt gerade schnurrend tief voraus in Fichtenstangenholz (Waldrand beginnt in 50 m Entfernung) und verschwindet hinter flacher Kuppe nach W. Danach ist ca. 60 m entfernt 2 x 1 Strophe in gemischtem Fichtenstangenholz zu hören (Partner?).
Haselhuhn	25.10.00		Nach lautloser Pirsch auf Steig ist in ca. 15 m Entf. unterhalb Rascheln (Weglaufen) und leises Plittern zu hören. Bei weiterer Annäherung streicht Huhn leise ca. 30 m hangabwärts (Gleiten). Anschl. sind (alternierend zu meinem Pfeifen) 3 Singstrophen ca. 60 m seitwärts zu hören (Partner?).
Haselhuhn	28.10.00		Vogel fliegt vor Auto von Forststraße auf (unterer Teil einer Lawinenrunse mit geknickten 5m-Fichten+Haseln), sehr steil über Graben/in etwas hallenartigem Wald ca. 20 m hoch, wo er sich bei Tannen/Fichten/Wurzelstrunk/Felswand versteckt.
Haselhuhn	02.11.00		Vogel gleitet > 20 m entlang Bachbett und verbirgt sich lautlos 10 m hoch in schütteren Altfichten. Fliegt erst nach ca. 1 min. Beobachtung aus nur 15 m Entfernung hangaufwärts in Jungbestand ab.
Haselhuhn	02.11.00		1 Vogel fliegt von Bachtal ca. 50 m Hang nach NW hinauf u. läuft dort auf Kuppe ohne Strauchschicht weiter. Danach 7 Strophen zu hören.
Haselhuhn	02.11.00		6 spontane Strophen ca. 40 m SE unterhalb Hütte (ich in Auto), Vogel bleibt verborgen.
Haselhuhn	25.11.00	DB+Hu+L	Regen. 1 Ex. fliegt rechts seitlich Forststraße (Abzweigung Wanderweg) in 2 Etappen auf (20 m nördlich von der ersten Beobachtung an dieser Stelle), landet in Fichtenkronen ca. 20 m hangabwärts, sitzt relativ frei in ca. 15 m Höhe stammnahe auf Ast. Bleibt die ersten 10 min. ruhig, ist dann eher lebhaft; verschwindet, als Wanderer auf Weg am Auto vorbei passiert, nach insgesamt 25 min. Huderpfanne mit Losung an Vorderseite eines Wurzelaufwurfs.

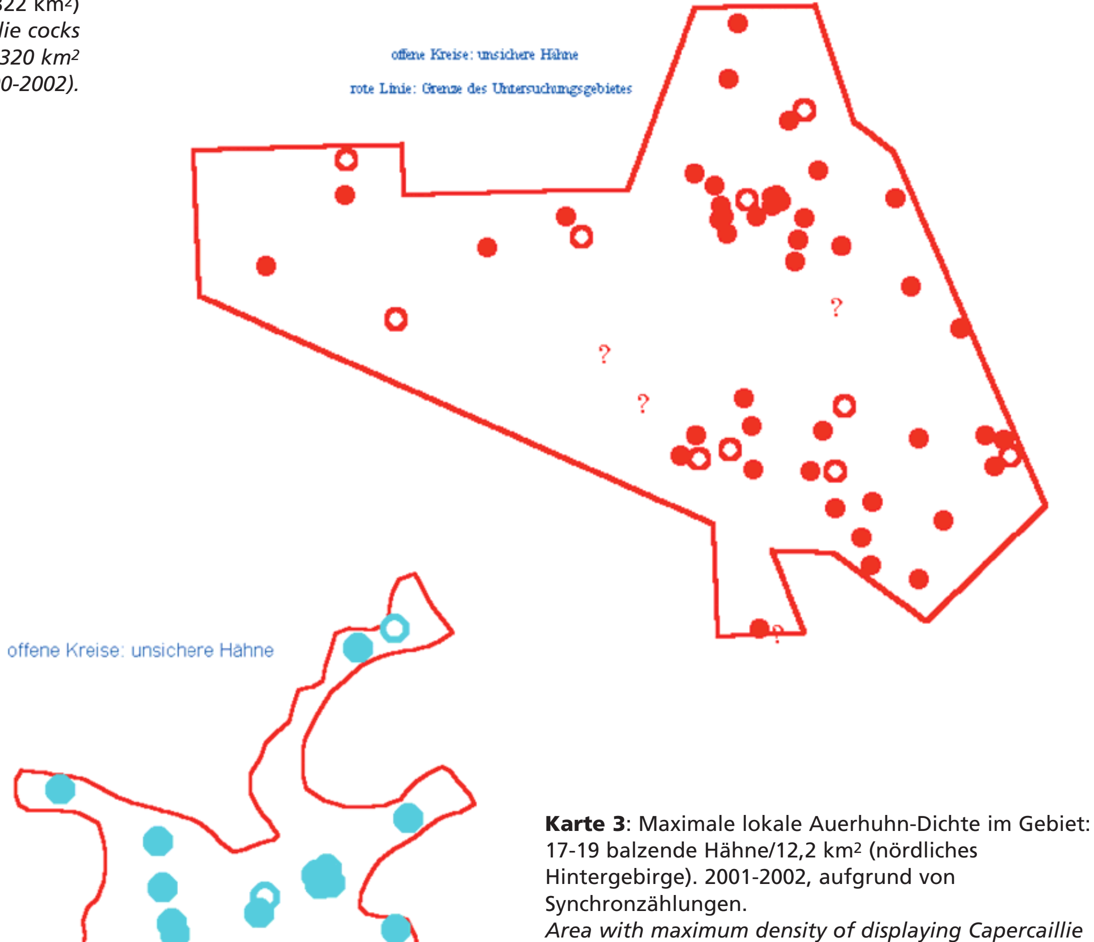
Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Haselhuhn	02.12.00	Hu+F+L	Huderpfannen auf und unter Wurzelaufwurf.
Haselhuhn	19.01.01	DB	1 M fliegt Schlafbaum an bringt Reviergesang.
Haselhuhn	19.01.01	L+Spur	Nahrungsuche an *Lycopodium anotinum*-Trieben an Fichten-Stamm.
Haselhuhn	16.03.01	DB	Fliegt burrend aus ca. 20 m Entfernung ab, hang- und forststraßenparallel nach Westen, mind. > 40 m weit.
Haselhuhn	28.03.01	DB	1 Ex. streicht aus ca. 20m Entfernung vom Grat ab: Nordhang etwas abwärts ca. 30 m über freie Stelle, insgesamt > 100 m weit, mehr oder weniger lautlos mit Wind.
Haselhuhn	11.04.01	DB	1 H bringt selbständig Reviergesang.
Haselhuhn	12.04.01	DB	1 H bringt Reviergesang selbständig.
Haselhuhn	27.04.01	Spur im Schnee + L	Losung vom Tag am Ende einer aufwärts führenden Fährte zwischen lockeren Jungfichten, Abflug offenbar im Freien.
Haselhuhn	03.05.01	L+Spur	Losungshaufen auf Rückeweg (Schlafhöhle)/Schnee.
Haselhuhn	04.05.01	DB+Lockpfeife	1 H bringt mehrere Strophen Reviergesang.
Haselhuhn	05.05.01	DB+F	Um 13:30 flog schon 1 Vogel ca. 150 m oberhalb abwärts davon. Um 16:00 6 Strophen, davon 1 nach meinem Gegenlocken. 50 min. später 1 weitere Strophe. Weitere 20 min. später 4 Strophen.
Haselhuhn	06.05.01	DB	3 spontane Strophen aus ca. 70 m Entfernung.
Haselhuhn	10.05.01	DB	Losung frisch auf Stein, Stumpf in Fichtenstangenholz (dbh 12cm) mit Windwurflücke.
Haselhuhn	10.05.01	Hu	Hu-Stelle in Ameisenhaufen, teilweise überdacht durch Wurzel.
Haselhuhn	17.05.01	DB	Singt, reagiert dann auch auf Locken.
Haselhuhn	21.05.01	DB	Reagiert nach Sichtbeob. auf Locken.
Haselhuhn	30.05.01	HU	2 Huderstellen an Stümpfen, Wald-Schlagrand.
Haselhuhn	30.05.01	L	Losungsstelle auf Forststraßenrand.
Haselhuhn	31.05.01	DB	1 H bringt spontan Reviergesang.
Haselhuhn	23.07.01	DB	Huhn fliegt ca. 10 m vor Auto weit über Forststraße von unterem Rand auf obere Böschung, dann nocheinmal (selbes?) auf Baum (Fichte?) hinauf (ca. 7m hoch, von Boden weg). Bei Nachsuche unauffindbar.
Haselhuhn	23.07.01	L + F	Spuren auf Baumstümpfen über dichtem Beerkraut.
Haselhuhn	23.07.01	DB	Nacheinander fliegen ca. 5 m steil unter Weg adulte Henne und 2 Junge steil empor. Junge sind zu 2/3 erwachsen. Henne fliegt ca. 30 m in den Wald hinein, die Jungen fliegen ca. 10 m hoch und landen ca. 15 m entfernt auf stark abfallenden, starken Ästen von ineinanderragenden Fichten/Lärchen. Henne plittert/lockt mal stärker, mal schwächer. Junge beginnen nach einigen Minuten auf den Ästen umherzulaufen. Nach ca. 5 min. fliegen die Jungen getrennt abwärts richtung Henne, eines wohl nur ca. 15 m weit. Können dann nicht mehr aufgescheucht werden. Um 18:30 (Wegbegehung) erneut Flugbewegungen. Henne plittert wieder, fliegt aus ca. 20 m Entfernung von Geländeerhebung hangparallel weg, danach auch Jungvogel, auffällig gleitend und mit lautem Knall in Latschen landend. Offenbar waren sie wieder den Hang heraufgewandert.
Haselhuhn	31.07.01	L + F	2.x keine Hinweise auf Auerhuhn trotz teilweise guter Habitatstruktur und angeblichem Vorkommen.
Haselhuhn	31.07.01	F	In Fichtendickung.
Haselhuhn	01.08.01	L	Extrem dünne Losung auf Baumstumpf, eventuell von Jungvögeln.
Haselhuhn	24.08.01	Hu	Hu-Stelle an Wurzelstrunk in Fichten-Dickung (Schneedruckstreifen).
Haselhuhn	24.08.01	Hu	Hu-Stellen von Mai, alt (?), unbenutzt.
Haselhuhn	21.09.01	L + F + Hu	Deckung der Huderpfanne: 1 m Distanz zu dichtem Jungbuchenhorst. Pfanne auf 0,5 m hoher Geländekante, Sicht auf ca. 30x50 m großen Schlag, z.T. durch hohe Disteln verdeckt. Losung auch vermengt mit Auerhuhn-Losung auf Baumstümpfen dieses Schlages. Siehe auch Dias.
Haselhuhn	21.09.01	DB + F	1 Huhn fliegt eventuell nach Osten davon.
Haselhuhn	02.10.01	DB	Paar in einem im letzten Jahr forstlich geschlagenen Buchenwaldareal.
Haselhuhn	05.10.01	DB	1 M bringt 2x Reviergesang aufgrund von Störung durch Begehung?
Haselhuhn	05.10.01	DB	1 Ex. fliegt auf Fichte an Böschung, sichert, fliegt in Fichtendickung ein 17:40.
Haselhuhn	11.10.01	DB	1x purrendes Flattern?
Haselhuhn	12.10.01	DB	1 Ex. fliegt purrend heran als Reaktion auf Locken.
Haselhuhn	12.10.01	DB	H bringt spontan Reviergesang ab 7:15, reagiert auf Lockpfeifen durch Näherkommen.
Haselhuhn	18.10.01	L	Auf Baumstümpfen unterhalb/neben geworfener Buche.
Haselhuhn	18.10.01	Hu+F	Huderpfanne exponiert abwärtsschauend, Rücken gedeckt, in trotz Laubfall und Alter des Wurzelstrunkes infolge Mausgang-Auswurf frischer Erde!
Haselhuhn	03.11.01	Hu+L+F	4 Pfannen auf 10 m Strecke frisch und fein ausgemuldet an BöschungsanRiss 3 m über Forststraße, „Wasen" überhängend. Aus fahrendem Auto entdeckt.
Haselhuhn	03.11.01	Hu+F	Huderpfanne am Fuß einer Fichte.

Art	Datum	Nachweis-Methode	Beobachtung
Haselhuhn	06.04.02	DB	Reines Laubholzrevier! Huhn ruht 10 min. unbeweglich in ca. 2,5 m Höhe aufgeplustert, bis es erste Sonnenstrahlen berühren. Steigt dann „schleichend" vom Baum herab und geht fressend am Boden weiter, unterhalb der Deckung eines Zweighaufens. Viel liegendes Gehölz bietet Deckung!
Haselhuhn	16.04.02	DB	Bringt Reviergesang, mehrere Strophen spontan.
Haselhuhn	17.04.02	L	Unter Eberesche u. Birke/Fichten.
Haselhuhn	23.04.02	L	
Haselhuhn	25.04.02	DB (akustisch)	Fliegt purrend ab, baumt auf Schlafbaum (?) auf.
Haselhuhn	26.04.02	DB	Flucht von der Straße.
Haselhuhn	26.04.02	DB	Fliegt von aperer Straßenböschung in Fichte.
Haselhuhn	01.05.02	L	Alte Schlafhöhle auf d. Straße.
Haselhuhn	02.05.02	L	Alte Schlafhöhle auf d. Straße.
Haselhuhn	02.05.02	L	
Haselhuhn	07.05.02	L	
Haselhuhn	11.05.02	L	
Haselhuhn	17.05.02	DB	Hahn bringt Reviergesang an Reviergrenze.
Haselhuhn	17.05.02	DB	Hahn bringt Reviergesang an Reviergrenze.
Haselhuhn	17.05.02	DB	Fliegen ab an Rand aus Bu-Verjüngung.
Haselhuhn	17.05.02	L	Huderstelle in vermodeter Wurzelstrunk, frisch.
Haselhuhn	28.05.02	DB	fliegt entlang Felsband und fällt in nahe Gebüsch ein.
Haselhuhn	19.07.02	Hu+F	Huderpfanne mit 20x20 cm Durchmesser, an typischem Hanganriss ca. 0,5 m unter dichter Buchen-Verjüngung mit einzelnen Fichten, 3 m über Forststraße, darunter freier Abflug möglich. An Kehre gelegen! Siehe Dias.
Haselhuhn	23.08.02	DB+L	1 Ex. fliegt aus fruchtenden Heidelbeeren/Jungfichten an oberer Forststraßenböschung abwärts in geschlossenen Fi-Lä-Bestand davon (>50m, aus < 20m Nähe überrascht). An Abflugstelle Losung (Dia).
Haselhuhn	26.08.02	DB	In Abenddämmerung ist Plittern aus Jungfichten-Bestand 30 m östlich der Alm zu hören.
Haselhuhn	09.09.02	L	Frische Losung auf Forststraße, Durchmesser erscheint zu dünn für junge Auerhühner (Dia).
Haselhuhn	18.09.02	DB (akustisch)	Aufpurrend, Plittern.
Haselhuhn	19.09.02	DB	Nach mehreren Locken, Flattern und pit-Rufe.
Haselhuhn	19.09.02		Keine Reaktion bei 5 Stopps.
Haselhuhn	19.09.02	Hu	Huderstelle an Wurzel, unter Jungfichte.
Haselhuhn	19.09.02	Hu	An Stumpf in Mulm.
Haselhuhn	20.09.02	DB?, Hu	1x prrit-Ruf (?).
Haselhuhn	20.09.02		3 Lockpunkte, 3 pot. Hu-Kontrollen.
Haselhuhn	20.09.02		4 Lockpunkte: keine Reaktionen !
Haselhuhn	20.09.02		3 Lockpunkte, 3 pot. Hu-Kontrollen.
Haselhuhn	01.10.02		5 Lockpunkte.
Haselhuhn	01.10.02	Hu	Frische Huderstelle unter Wurzelteller.
Haselhuhn	01.10.02	Hu	Losung an alter Huderstelle, nach Locken Purren (?).
Haselhuhn	01.10.02		2 Lockpunkte, Huderstellenkontrolle: negativ.
Haselhuhn	10.10.02	Hu	Huderpfanne.
Haselhuhn	05.11.02	Hu	Huderstelle an Wurzel benutzt.

Alle Originaldaten sind digital im geografischen Informationssystem des Nationalpark Kalkalpen abgelegt. Aus Schutzgründen wurden in dieser Publikation die meisten konkreten Ortsbezeichnungen entfernt.

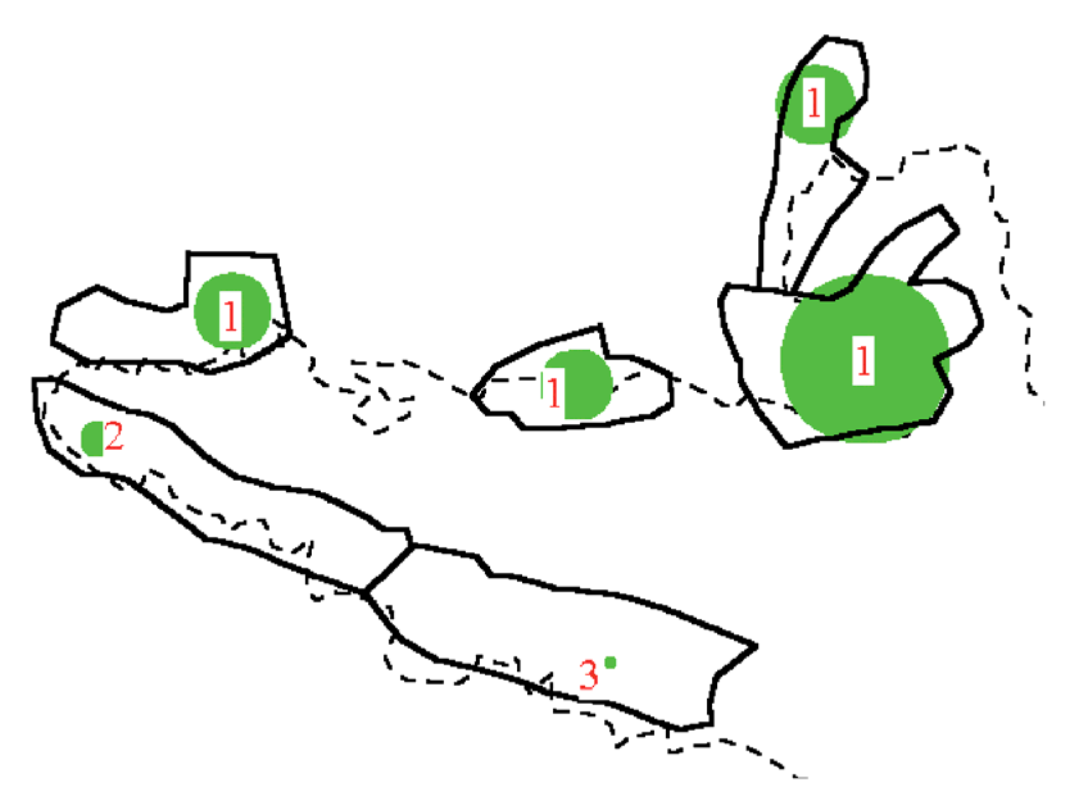


Karte 1: Gebiete mit Auerhuhn-Rückgängen seit ca. 1980: Bestandsänderungen des Auerhuhns in Gebieten mit ausreichender Datenlage zwischen ca. 1980 und 2002. Die blaue Linie skizziert die Nationalpark-Grenze.
Population changes of Capercaillie since about 1980 until 2000 are evident in all areas from where information is available.

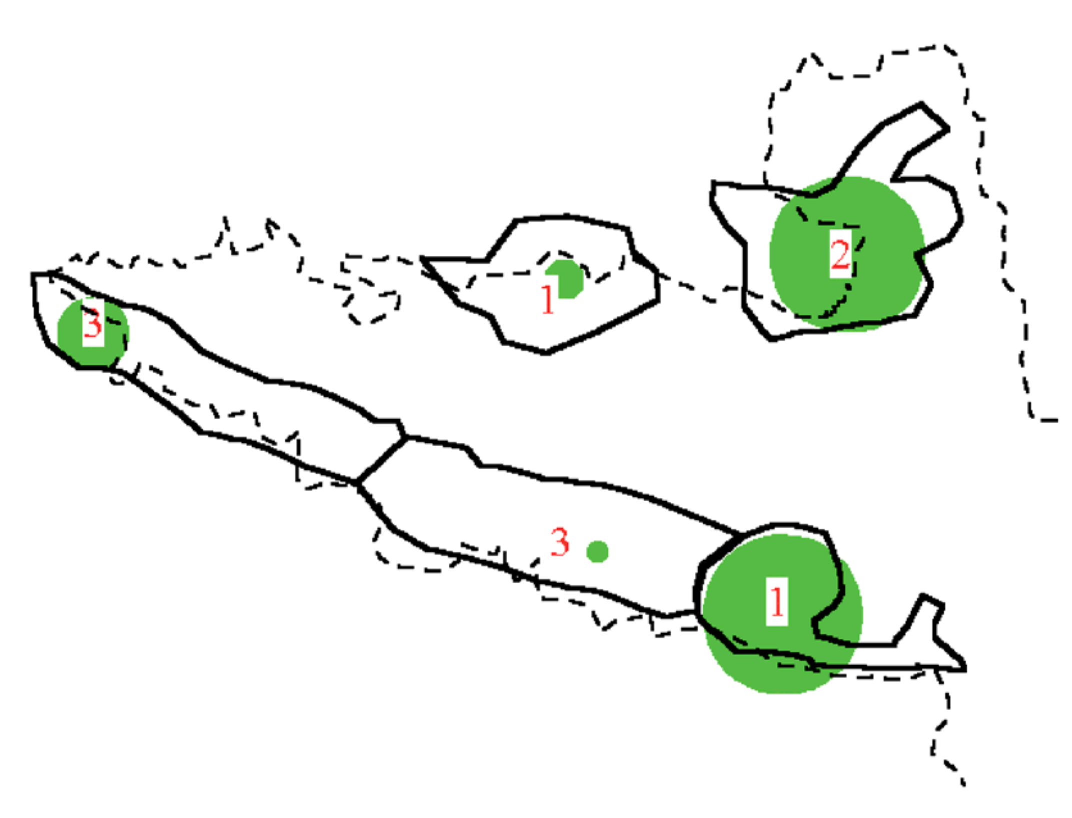


Karte 2: Auerhuhn-Abundanz 2000-2002 (44-55 Hähne/322 km²)
Dispersion of Capercaillie cocks in the study area of 320 km² (2000-2002).

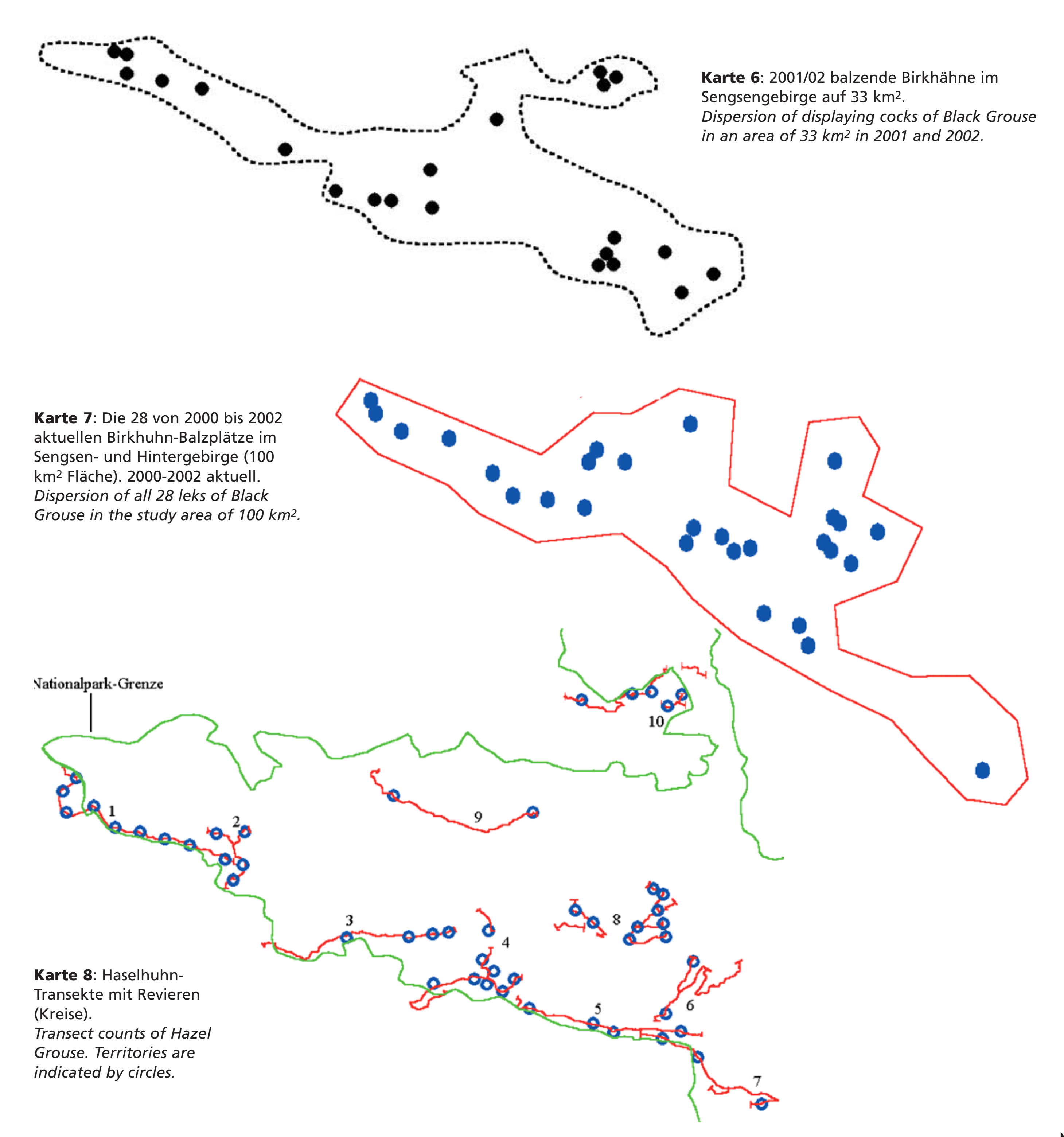
Karte 3: Maximale lokale Auerhuhn-Dichte im Gebiet: 17-19 balzende Hähne/12,2 km² (nördliches Hintergebirge). 2001-2002, aufgrund von Synchronzählungen.
Area with maximum density of displaying Capercaillie cocks: 17-19 cocks per 12.2 km².



Karte 4: Relative Spätwinterdichten des Auerhuhns nach Losungstransekten in 6 Teilgebieten. Die Größe der Kreise veranschaulicht die Kontaktdichte (absolute Werte siehe Ergebnisteil). Die Ziffern veranschaulichen den dreistufigen Index der Kiefer-Häufigkeit in diesen Teilgebieten. Es bestand eine negative Korrelation zwischen beiden Größen (Spearman-Rangkorrelation, $p < 0,05$). Die strichlierte Linie veranschaulicht die Nationalpark-Grenzen.
Relative density of Capercaillie in late winter based upon faecal density counts. Circles indicate Capercaillie density. Figures indicate an index of pine abundance. There was a significant negative correlation between density and pine abundance ($p < 0.05$).



Karte 5: Relative Sommerdichten des Auerhuhns nach Losungstransekten in 5 Teilgebieten. Die Größe der Kreise veranschaulicht die Kontaktdichte (absolute Werte siehe Ergebnisteil). Die Ziffern veranschaulichen den dreistufigen Index der Heidelbeer-Häufigkeit in diesen Teilgebieten. Es bestand keine Korrelation zwischen beiden Größen (Spearman-Rangkorrelation, $p > 0,05$). Die strichlierte Linie veranschaulicht die Nationalpark-Grenzen.
Relative density of Capercaillie in summer based upon faecal density counts. Circles indicate Capercaillie density. Figures indicate an index of bilberry abundance. There was no significant correlation between density and bilberry abundance ($p > 0.05$).

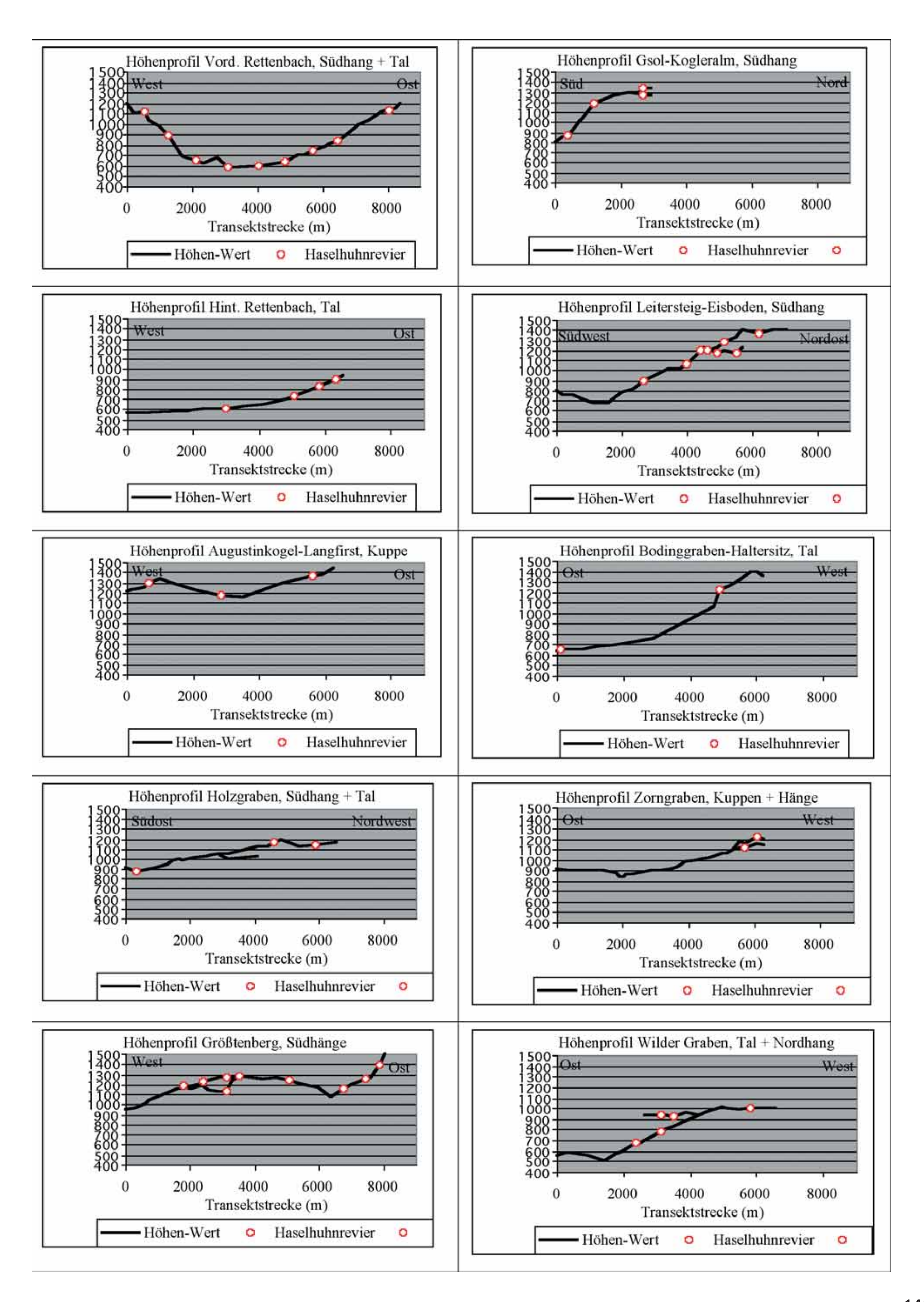


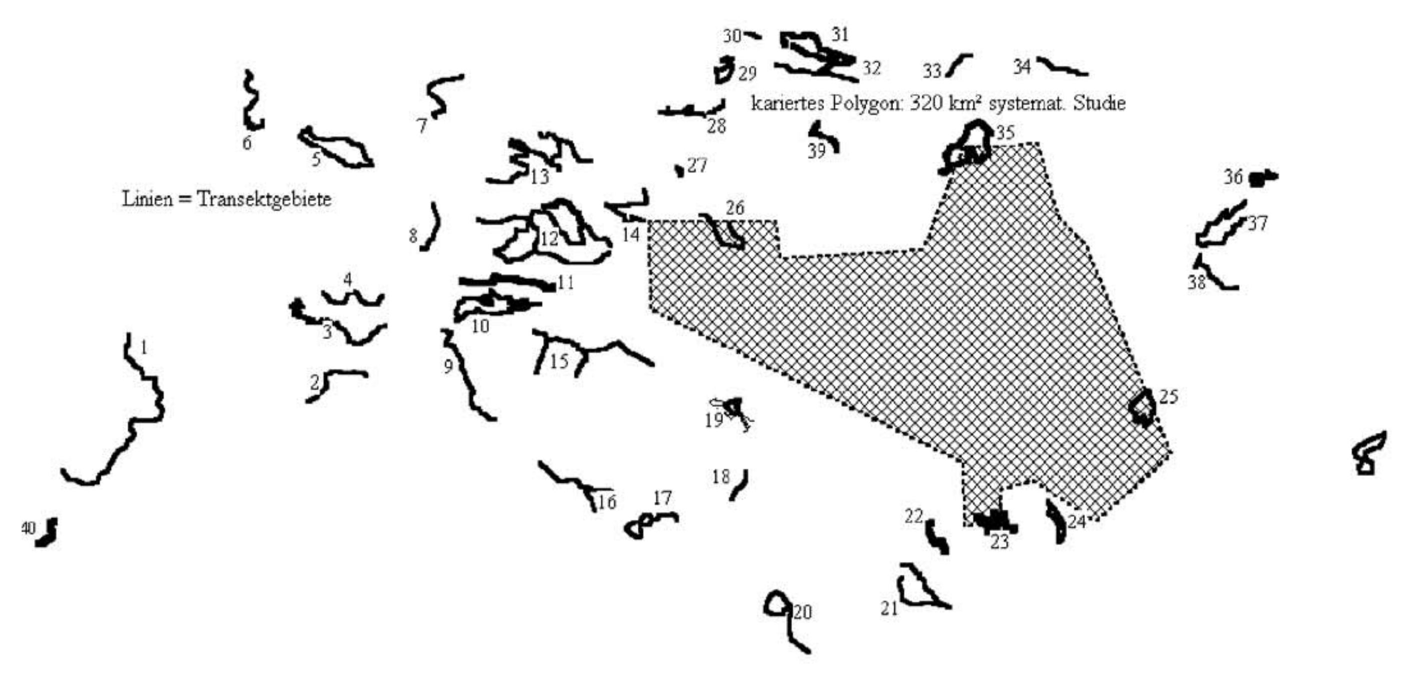
Karte 6: 2001/02 balzende Birkhähne im Sengsengebirge auf 33 km².
Dispersion of displaying cocks of Black Grouse in an area of 33 km² in 2001 and 2002.

Karte 7: Die 28 von 2000 bis 2002 aktuellen Birkhuhn-Balzplätze im Sengsen- und Hintergebirge (100 km² Fläche). 2000-2002 aktuell.
Dispersion of all 28 leks of Black Grouse in the study area of 100 km².

Karte 8: Haselhuhn-Transekte mit Revieren (Kreise).
Transect counts of Hazel Grouse. Territories are indicated by circles.

Höhenverbreitung des Haselhuhns im Sengsen- und Hintergebirge. Die ersichtliche schwächere Besiedlung einiger Talböden (Hint. Rettenbach, Leitersteig, Bodinggraben) hängt keinesfalls mit Mangel an Weichlaubhölzern oder Deckung zusammen. Möglicherweise ist jedoch infolge von Erschließung und/oder Grünlandreichtum in der weiteren Umgebung und folglich günstiger Bedingungen für Füchse und andere Feinde das Sicherheitsbedürfnis nicht erfüllt. Die besser besiedelten Lagen hoch an den Hängen über den Tälern waren oft nahrungsärmer! Eine Ausnahme bildete der abgeschiedene Vordere Rettenbach, der auch im Talboden gut besiedelt war. Ähnliches gilt für die nicht untersuchten Täler im inneren Hintergebirge (S. Klaus pers. Mitt.). Schwache Vorkommen in Hochlagen waren durch Deckungsmangel bedingt (Augustinkogel, Zorngraben, Holzgraben).
Territories of Hazel Grouse in relation to slope and altitude (10 transects).

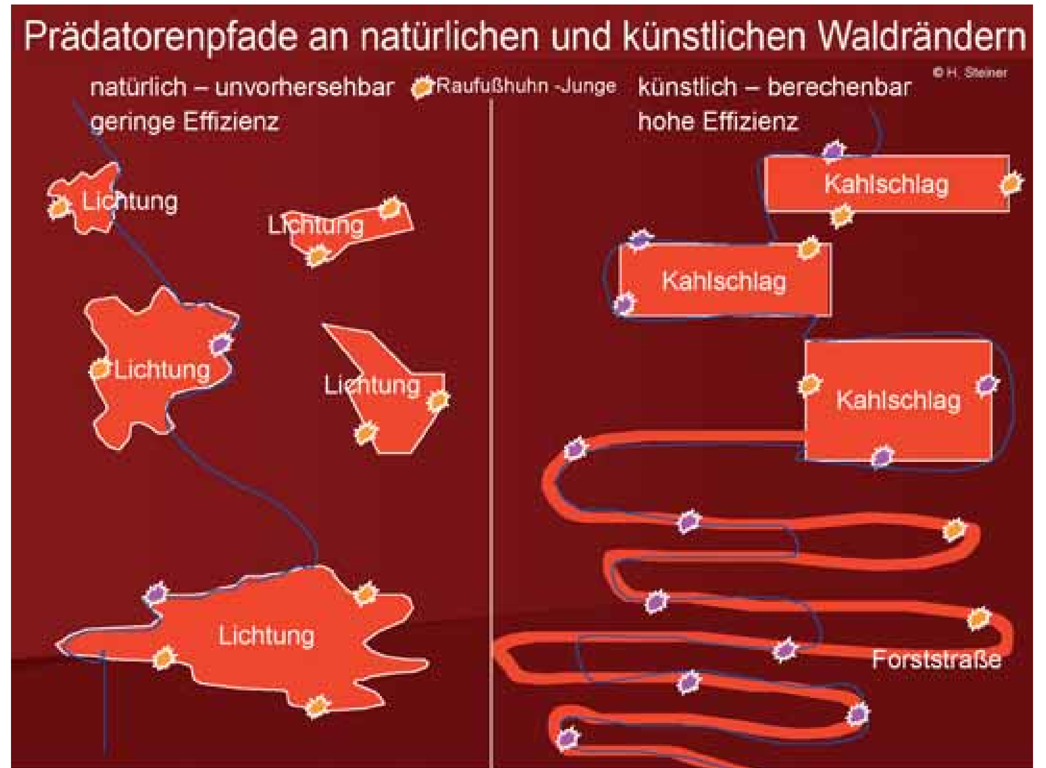

Höhenprofil Vord. Rettenbach, Südhang + Tal
West
Ost
Höhenprofil Gsol-Kogleralm, Südhang
Süd
Nord
Höhenprofil Hint. Rettenbach, Tal
West
Ost
Höhenprofil Leitersteig-Eisboden, Südhang
Südwest
Nordost
Höhenprofil Augustinkogel-Langfirst, Kuppe
West
Ost
Höhenprofil Bodinggraben-Haltersitz, Tal
Ost
West
Höhenprofil Holzgraben, Südhang + Tal
Südost
Nordwest
Höhenprofil Zorngraben, Kuppen + Hänge
Ost
West
Höhenprofil Größtenberg, Südhänge
West
Ost
Höhenprofil Wilder Graben, Tal + Nordhang
Ost
West
1500 1400 1300 1200 1100 1000 900 800 700 600 500 400
0 2000 4000 6000 8000
Transektstrecke (m)
Höhen-Wert
Haselhuhnrevier



Begangene Transekte in der ca. 1500 km² großen Umgebung der intensiven Haupt-Untersuchungsfläche (als Polygon dargestellt, 320 km²), zur Abschätzung der überregionalen Situation der Raufußhühner (gesamt 301 km; Daten bisher nicht ausgewertet, vgl. STEINER 2005).
Transects in the greater study area which covers about 1500 km². This area was studied until 2005. The shaded polygon indicates the core study area which was covered 2000-2002.

Lebensraum-Typen des Haselhuhns im Nationalpark-Gebiet.
5 main habitat types of Hazel Grouse in the study area.

Lebensraum-Typ	**Beispiele**
1.Fichten-Stangenholz mit nur wenig Lärche oder Laubholz	Schwarzkogel/Ramsau, nördlich Haslersgatter, Knirschensteinberg
2. Windwurf-Verhau	Augustinkogel
3. Plenterartiger Wald mit Lichtungen	Kogleralm, Gsol
4. reine Laubholz-Dickungsphase mit „Windwürfen“ (ohne Baumschicht)	Göritz-Straße
5. natürliche Primärsukzessionen (Weiden, Erlen) mit Fichten-Würfen in Lawinenstrichen	Bartltalhütte, Langer Graben



Innere Waldränder sind aufgrund der Wärme und Nahrung bevorzugte Aufenthaltsorte von jungen Raufußhühnern, aber auch von Prädatoren (Fuchs, Dachs, Marder, Mäusebussard, Sperber, Habicht). Im Urwald waren Wind-, Käfer- und Schneebruchlöcher zufällig verteilt und konnten auch aufgrund der Sperrigkeit schlecht abgekämmt werden (STEINER 2003a). Im Wirtschaftsforst dagegen sind die geraden Ränder von Kahlschlägen und noch mehr Forststraßen viel systematischer abzusuchen, wie Fährten, Losungen, Mauserfedern und direkte Beobachtungen belegen.

Grouse broods prefer all kinds of open areas as a result of good food and climate conditions. Forest roads (right) allow a systematic search for grouse broods by predators. In natural openings which are dispersed in an irregular manner, it is much more difficult for predators to find grouse broods (left).

Wespenbussard-Reviere (Pernis apivorus)
Anhang 1 - Art/EU-Vogelschutz-Richtlinie
1997-2003, 17 Paare/200 km² (Mindestangabe)

Wespenbussard-Reviere (Kreise) innerhalb des umrandeten Untersuchungsgebietes.
Dispersion of territories of Honey Buzzard in the study area.

Habitat-Aufnahmen (alle Aufnahmen von H. STEINER)



Adulter Auerhahn bei der Bodenbalz im Buchenwald-Habitat, 1300 m Seehöhe. Rauher Kalbling/Gradnalm/Kremsmauer, Mai 2002.
Cover photo: Adult male Capercaillie displaying on the ground in a beech forest, 1300 m a.s.l.



Außergewöhnlich buchenreiches, abschüssiges Auerhahn-Balzhabitat mit eingesprengten Fichten. Nördlich Kremsmauer.
Display ground of male Capercaillie which is exceptionally rich in beech Fagus sylvatica*, and where the slope is extraordinarily steep.*



Auerhahn-Habitat, Hahnen-Losung auf Baumstumpf im Vordergrund, 1000 m Seehöhe. Südliches Hintergebirge Richtung Haller Mauern, Oktober 2002. Typischerweise ist nur der höhere Bereich des Hügels im Vordergrund besiedelt, während strukturell optimale Wälder in 100-200 m tieferen Zonen bereits nicht mehr besiedelt sind.
Habitat of Capercaillie cock, around 1000 m a.s.l.



Großräumiger Auerhuhn-Vorkommensschwerpunkt im Hintergrund: nordwestliches Hintergebirge in 1000 bis 1250 m Höhe, forstlich intensiv genutzt (Juli 2000). Das Gebiet zeichnet sich durch eine überregional einzigartige, plateauartige Lage aus, was möglicherweise durch geringere Wüchsigkeit des Waldes zu lichteren Strukturen, aber auch zu längerer Schneebedeckung und schlechteren Jagdbedingungen für (Mäuse-)Prädatoren führt.
The highest abundance of Capercaillie in the whole study area was found on top of the hills in the background.



Birkhuhn-Habitat am Kasberg.
Typical habitat of Black Grouse around the tree-line.



Birkhuhn-Habitate: südlicher Kasberg (Vordergrund) und nördliches Totes Gebirge mit Großem Priel (2515 m).
Habitat of Black Grouse around the tree-line (both foreground and background).



Auerhuhn-Lebensraum am östlichen Kasberg im April.
Habitat of Capercaillie rich in spruce Picea abies*.*



Durch Auerhühner nicht genutzter, fruchtender Heidelbeer-Bestand auf kleinem Schlag (ca. 100 x 150 m) und in ebener Lage, ca. 1300 m Seehöhe. Typisch für die Situation in der weiteren Umgebung von > 50 km². Südliches Sengsengebirge, August 2001.
This dense occurence of bilberry Vaccinium myrtillus *at the edge of a clearcut was not used by Capercaillie, which was characteristic of the surrounding area > 50 km².*



Auerhahn-Schlafbaum (Lärche) und Aufenthaltsgebiet mehrerer Hennen. Leicht ostexponierte Kuppenlage. Atypisch junger Bestand, der aufgrund zumindest kleinflächig lichter Struktur genutzt werden kann. Nördlich Molln, April 2002.
Regular night roost of Capercaillie cock in extraordinarily young larch Larix decidua *stand.*

Auerhuhn-Teilgebiet mit der höchsten Siedlungsdichte. Pollenanalytisch belegt ist ein durchgehend starkes Fichtenvorkommen im Holozän, was natürliche Auerhuhnvorkommen begünstigt. In den 1940er Jahren war die ganze Fläche kahlgeschlagen. Durch zunehmende Fragmentierung der Althölzer findet gegenwärtig ein Rückgang statt. Nördliches Hintergebirge, Mai 2001.
The highest abundance of Capercaillie in the whole study area was found in this area.





Größter Auerhahn-Balzplatz des Nationalpark-Gebietes (4-6 Hähne). Atypisch dichte Struktur des Fichtenstangenholzes bietet möglicherweise Deckung vor regelmäßig anwesenden Prädatoren wie Habicht und Steinadler. Nördliches Hintergebirge, Mai 2002.
Largest lek of Capercaillie in the study area (4-6 cocks). Unusual dense stand of spruce.



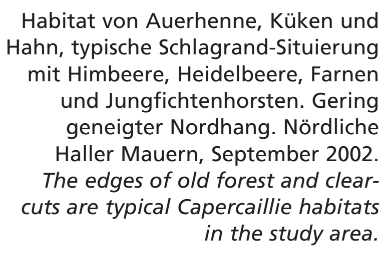
Auerhahn-Huderpfannen an Lichtstelle neben Forststraße. Im Anschluss dichter Fichtenwald mit wenig Bodenvegetation. Südliches Hintergebirge, September 2002.
Dust-bath of male Capercaillie beside forest road.



Auerhahn-Huderpfannen und Tagesruheplätze, Südhang, lichter Lärchen-Fichten-Bestand unmittelbar unterhalb Fichtendickung. Zugleich Wespenbussard-Habitat. Ca. 1100 m Seehöhe, südliches Hintergebirge, August 2002.
Day-roost of male Capercaillie with dust-bathing activity. Around 1100 m a.s.l. Honey Buzzard also occurs at that site.



Habitat von 2 Auerhennen ohne Junge und einem Hahn, Almrandlage. Südliches Hintergebirge, Juli 2002.
Habitat of female and male Capercaillie without young.



Habitat von Auerhenne, Küken und Hahn, typische Schlagrand-Situierung mit Himbeere, Heidelbeere, Farnen und Jungfichtenhorsten. Gering geneigter Nordhang. Nördliche Haller Mauern, September 2002.
The edges of old forest and clear-cuts are typical Capercaillie habitats in the study area.





Abends wohl in Brutpause nahrungssuchende Auerhenne. Gräser- und kräuterreiches Habitat ohne Heidelbeeren, Nördliches Hintergebirge, Mai 2002.
Capercaillie hen feeding at dawn on forest road.



Auerhuhn-Kükenhabitat, unterwuchsarme Fichten-Dickung. Hier wurde im Spätwinter 2000 auch eine Auerhenne wohl vom Habicht geschlagen. Nördliches Hintergebirge, August 2002.
Habitat of Capercaillie chicks providing good cover. Ground vegetation for feeding can be found only along this path. In here, a hen was killed in winter probably by Goshawk.



Atypisches Auerhennenhabitat: Buchenreich, vergrast, steiler Nordhang, nur 750 m Seehöhe. Nördliches Hintergebirge, September 2002.
This habitat of female Capercaillie is extraordinarily steep, north-faced and exceptionally rich in beech and grass.



Huderpfanne einer Auerhenne auf einem Wurzelaufwurf in einem wenig eingeschnittenen Bachtal. Südliches Hintergebirge, September 2002.
Dust-bath of female Capercaillie on uprooted root-disc.



Huderpfanne einer Auerhenne am Fuß eines Baumstumpfes, steiler Südhang, Schlagrand-Übergang, vergraster Fichtenwald. Südliches Hintergebirge, September 2002.
Dust-bath of female Capercaillie near a trunk.



Huderpfanne einer Auerhenne am Fuß eines Wurzelaufwurfes, Verebnung und Lichtstelle mit teils schon sehr dichter Buchenverjüngung im Hintergrund. Südliches Hintergebirge, Juli 2002.
Dust-bath of female Capercaillie under an uprooted root-disc.



Haselhuhn-Habitat an Grat auf ca. 1300 m Höhe, typischerweise ein deckungsbietender, jungfichtenreicher Windwurf-Verhau. Im Frühjahr beliebter Thermikpunkt für bis zu 5 Steinadler. Nördliches Hintergebirge, 2001.
Habitat of Hazel Grouse. Note good cover by wind-blow of spruce. 1300 m a.s.l.



Haselhuhn-Huderpfanne in Verebnung. Typischerweise Jungholz als Deckung im Rücken. Syntoper Tagesruheplatz einer Auerhenne. Südliches Hintergebirge, September 2001.
Dust-bath, simultaneously used by Hazel Grouse and female Capercaillie. Note good cover.



Haselhuhn-Habitat unterhalb Forststraße. Typischerweise bieten geworfene Bäume Deckung (Buchen). Südliches Hintergebirge, Oktober 2001.
Habitat of Hazel Grouse. Fallen beeches and young spruce provide cover.



Haselhuhn-Lebensraum am Nordabsturz des Toten Gebirges, April 2003.
Habitat of Hazel Grouse. Falling rocks and avalanches provide permanent early successional stages.